



UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

UTILISATION D'AMENDEMENTS ORGANIQUES POUR LE REBOISEMENT DU  
PARC DE RÉSIDUS MINIERES SANS REJET ACIDE DU MONT-WRIGHT

PAR  
STÉPHANIE GIRARD  
B.Sc. (Biologie)

MÉMOIRE PRÉSENTÉ  
À L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

21 AVRIL 2017

## RÉSUMÉ

Les parcs à résidus miniers sont une conséquence de l'exploitation des ressources minérales. Leur mise en place entraîne un changement d'affectation des terres important, mais heureusement le reboisement de certains parcs à résidus miniers peut être envisagé pour retourner ces sites à leur état initial. Comme le substrat des parcs à résidus présentent des propriétés bio-physico-chimiques peu propices à la mise en place d'un couvert arbustif ou arborescent, la présente étude vise à déterminer les modalités d'aménagement les plus favorables pour assurer la revégétalisation adéquate de ces sites. Pour ce faire, un dispositif expérimental a été mis en place sur le parc à résidus miniers du Mont-Wright (ArcelorMittal, Fermont, Québec, Canada) afin de comparer : 1- l'effet de traitements préalables du résidu selon la méthode Norco et 2- deux types d'amendements organiques – les biosolides de papetière (BP) et l'humus forestier (Hf), sur les propriétés physico-chimiques du résidu ainsi que sur la survie et la croissance de deux espèces ligneuses - *Pinus banksiana* et *Alnus crispa*. L'échantillonnage des sols et les mesures/observations sur les plants ont été effectués au début et à la fin de la première saison de croissance. Les analyses statistiques ont révélé qu'un amendement en humus forestier favorise la survie des espèces ligneuses. En plus de l'effet bénéfique sur les végétaux, cet amendement a augmenté les concentrations en P, K, Ca, Mg et en Fe dans l'environnement racinaire des plants. L'ajout d'humus forestier a réduit significativement la masse volumique apparente du sol, la saturation en bases (S.B.) ainsi que le pH. Les sols amendés d'Hf ont également démontré une concentration en C et N total ainsi qu'une activité microbiologique significativement supérieure comparativement aux autres amendements. Ces modifications des propriétés physico-chimiques suggèrent une capacité de support plus importante à long terme, en permettant de retenir les éléments nutritifs afin de les rendre disponibles pour la croissance des végétaux et des microorganismes. Cela favorise également la mise en place d'un couvert arbustif/arborescent laissant présager la reconstruction d'un couvert forestier pour ces territoires. Dans un contexte de changements climatiques, cela pourrait contribuer à la séquestration de quantités accrues de dioxyde de C par rapport au cours normal des affaires requis pour la végétalisation des parcs à résidus à la fin de vie de la mine.

## REMERCIEMENTS

En premier lieu, je voudrais remercier mes directeurs, Jean-François Boucher et Claude Villeneuve de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis de travailler sur un projet aussi passionnant. Merci aux contributeurs de Carbone Boréal d'avoir financé ma bourse et les dépenses accessoires à mon travail.

Je remercie également tous les membres de cette formidable équipe qu'est Carbone Boréal : Pascal Tremblay, Olivier Fradette, Frédéric Gagnon, Philippe Cournoyer-Farley ainsi que Dave Tremblay. Merci d'avoir permis à ce grand projet qu'est la maîtrise d'être passé aussi vite et de me permettre d'en garder que de bons souvenirs. Un merci particulier à Pascal Tremblay pour le temps, la patience, le soutien et l'encouragement.

Un merci spécial à mon conjoint, Jean-Sébastien, qui a cru en moi dès le début et qui m'a supporté malgré les moments de doute. Sans toi, je n'aurais pu me rendre aussi loin.

En terminant, je tiens à remercier ma famille et mes amis de m'avoir soutenu et encouragé ces dernières années. Merci de votre intérêt.

« Plus j'apprends, et plus je me rends compte de mon ignorance »  
— Cheikh Al-Alban

# TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	i
REMERCIEMENTS .....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vi
CHAPITRE 1 .....	1
INTRODUCTION .....	1
1.1 Les changements climatiques .....	2
1.2 L'exploitation minière et les sols dégradés .....	3
1.3 Les amendements organiques .....	7
1.4 Espèces ligneuses .....	11
1.5 L'écologie industrielle .....	12
1.6 Hypothèses et objectifs.....	13
CHAPITRE 2 .....	15
MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	15
2.1 Description du site à l'étude .....	15
2.2 Dispositif expérimental et traitements .....	16
2.3 Mesure des plants.....	19
2.4 Mesures édaphiques .....	20
2.5 Analyses statistiques .....	22
CHAPITRE 3 .....	25
RÉSULTATS .....	25
3.1 Survie et caractéristiques morphologiques .....	26
3.2 Statut nutritif.....	29
3.3 Fertilité .....	32
CHAPITRE 4 .....	42
DISCUSSION.....	42

4.1	Survie.....	43
4.2	Caractéristiques morphologiques et statut nutritif .....	44
4.3	Fertilité.....	46
CHAPITRE 5 .....		52
CONCLUSION.....		52
RÉFÉRENCES .....		55

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1 :</b> Modèle des facteurs lors de l'analyse des sols.....	23
<b>Tableau 2 :</b> Modèle des facteurs lors de l'analyse de la respiration microbienne des sols .....	24
<b>Tableau 3 :</b> Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) pour les variables de survie, hauteur, diamètre, croissance relative en hauteur et en diamètre ainsi que la biomasse totale de plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. ....	26
<b>Tableau 4 :</b> Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) du statut nutritif racinaire pour l'aulne crispé (AUL) et le pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. ....	30
<b>Tableau 5 :</b> Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) des variables physico-chimiques de pH, de contenu en matière organique (M.O.), de capacité d'échange cationique (C.É.C.), de saturation en bases (S.B.), de densité et de porosité estimées des sols amendés (Amendements) de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 (substrats) après traitement et après une saison de croissance (temps).....	33
<b>Tableau 6 :</b> Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) de la fertilité des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance.....	36
<b>Tableau 7 :</b> Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) pour les variables de minéralisation du C issue d'une incubation des sols de 14 jours, du C total, de l'N total et du soufre total des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. .....	39

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1 :</b> Localisation du site à l'étude en fonction de la limite nordique des forêts attribuables. La limite est représentée par la ligne noire. L'étoile situe le site à l'étude.....	16
<b>Figure 2 :</b> Exemple d'un bloc du dispositif expérimental. ....	18
<b>Figure 3 :</b> Taux de survie moyen (%) des plants, aulnes et pins gris confondus, plantés dans a) un substrat Norco 2013 (N2013), Norco 2014 (N2014) et Norco 2015 (N2015) ou b) sans amendement (A0), amendés de biosolides de papetière (BP) ou d'humus forestier (Hf) après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P<0.05$ ) selon le test t de Student. ....	27
<b>Figure 4 :</b> Croissance relative en a) hauteur et b) diamètre des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans diverses combinaisons d'amendements organiques et de types de substrat après une saison de croissance. ....	27
<b>Figure 5 :</b> Effet de l'interaction espèces*amendements sur la biomasse totale des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0), indépendamment du substrat et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P<0.05$ ) selon le test t de Student. ....	28
<b>Figure 6 :</b> Effets des amendements sur la concentration racinaire moyenne en éléments nutritifs (N, K, Na, Mn, S, Al) des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un amendement de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P<0.05$ ) selon le test t de Student. ....	31
<b>Figure 7 :</b> Effet de l'interaction substrats*amendements sur la concentration racinaire en éléments nutritifs (Cu, Fe) des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un amendement de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P<0.05$ ) selon le test t de Student. ....	32



**Figure 8 :** Effet des amendements sur les variables de a) contenu en matière organique b) capacité d'échange cationique (C.E.C.), c) saturation en bases totales, d) densité estimée et e) porosité estimée des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....34

**Figure 9 :** Effet de l'interaction temps\*amendements sur le pH des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....35

**Figure 10 :** Effet des amendements sur la concentration moyenne en éléments nutritifs (P, Ca, Mg, Al, Mn, Cu) et le ratio P/Al des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....37

**Figure 11 :** Effet de l'interaction temps\*amendements sur la concentration moyenne en a) K (kg/ha) et en b) Fe (ppm) des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....38

**Figure 12 :** Effet de l'interaction substrats\*amendements sur la concentration moyen en Fe des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....38

**Figure 13 :** Effet de l'interaction substrats\*amendements sur a) la minéralisation du C issue d'une incubation des sols de 14 jours, b) le C total, c) l'N total et d) le soufre total des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat

Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....40

**Figure 14** : Effet du facteur amendements le ratio C/N des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur tous les substrats confondus. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student. ....41

## **CHAPITRE 1**

### ***INTRODUCTION***

## **1.1 Les changements climatiques**

Les changements climatiques représentent l'un des plus importants enjeux mondiaux en termes environnementaux, économiques et sociaux. (Rockström et al. 2009). Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), l'accélération du réchauffement du système climatique causée par l'humain ainsi que la modification des cycles biogéochimiques qui s'ensuivent sont sans équivoque. Les impacts des changements climatiques sont déjà ressentis (IPCC 2013, 2014a). Une hausse des températures moyennes, la fonte des glaciers, la montée du niveau des océans, l'acidification des océans, les extrêmes de température, la fréquence et l'intensité des perturbations naturelles, etc. (IPCC 2014b) en témoignent. Ces changements sont causés par les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) provenant notamment de la combustion de carburants fossiles et du changement d'affectation des terres menant à une déforestation, tel que la conversion d'une forêt en terre agricole (IPCC 2013). Ces actions ont entraîné des émissions cumulées de 555 [470 à 640] Gt de carbone (C), réparties dans trois principaux réservoirs de C : 240 [+/-10] Gt C dans l'atmosphère, 155 [+/-30] Gt C dans les océans et près de 160 [+/-90] Gt C dans les écosystèmes terrestres qui constituent les principaux puits de C de l'écosphère (IPCC 2013). Ces derniers puits océanique et terrestre étant incapables d'augmenter suffisamment leur capacité d'absorption provoquent une hausse nette de la concentration du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (IPCC 2014b). Ces émissions de GES ont augmenté de 70 % entre 1970 et 2004 et cela continue (IPCC 2006, 2013).

Il existe deux manières fondamentales de freiner cette augmentation (IPCC 1996). La première est la réduction des émissions de GES par l'utilisation d'alternatives à l'utilisation de carburants fossiles et aux changements de vocation des terres ou par l'économie globale d'énergie (Schrag 2007; IPCC 2014a). La deuxième méthode est la création de puits de C et l'augmentation de la force de ceux existants. L'absorption du CO<sub>2</sub> par les puits (stockage du C) permettrait l'atténuation du réchauffement climatique à long terme (IPCC 2014b). L'une de ces méthodes de stockage est la séquestration biologique du C par l'amélioration des processus biologiques naturels qui captent le CO<sub>2</sub> par la photosynthèse (Ussiri et Lal 2005). Pour y parvenir, il est possible de reboiser, par exemple, des zones dégradées par action anthropique ou dénudées naturellement (Smith et al. 2000; Boucher et al. 2012; IPCC 2014b). Les végétaux, plus particulièrement les espèces ligneuses, ont la capacité de capter le gaz carbonique et de le stocker dans leurs tissus (Ussiri et Lal 2005; Chatterjee et al. 2009). Ces espèces, par la chute de leurs feuilles et de leurs branches, contribuent à la formation de la litière au sol. Cela permet l'augmentation de C organique dans le sol, une plus grande rétention d'eau et un apport de matière pour les microorganismes du sol (Brady et Weil 1996). En ce qui concerne le système racinaire, le renouvellement des fines racines entraîne une accumulation C organique dans le sol où ils seront stockés durablement (Gobat et al. 2010).

## **1.2 L'exploitation minière et les sols dégradés**

Malgré quelques initiatives au régime français, dont l'exploitation des sables ferrugineux du Saint-Maurice en 1730, et la découverte des premiers gisements de plomb en Abitibi-Témiscamingue, le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec considère que c'est en 1840 qu'ont lieu les premières exploitations minières sur le territoire québécois, mais c'est en 1920 que ce secteur prend réellement son envol (Lacoursière 1996; MERN 2013a). Il s'agit d'un secteur créateur d'emplois et de richesse. Près de 900 établissements en lien avec l'industrie minière sont présents sur le territoire du Québec et il y a au-delà de 50 000 travailleurs ainsi que plusieurs communautés dont l'économie et le développement reposent sur ces entreprises (MERN 2013b). Il y a plus de 13 000 emplois directs reliés soit à l'exploration soit à l'exploitation minière alors que c'est près de 11 300 emplois qui sont indirectement liés à ce secteur (MERN 2015). Il y a également plus de 27 000 emplois directs et indirects associés aux investissements dans l'exploration et l'exploitation minières (MERN 2015).

Ce secteur a toutefois son lot d'enjeux. L'un d'entre eux est relié à l'exploitation des gisements qui ne sont jamais constitués à 100 % du minerai d'intérêt. Dans les faits, pour certains minerais, près de 99 % du volume extrait est inutilisable et donc rejeté (MERN 2013b). La fraction non utilisée se présente sous deux formes; les stériles et les résidus miniers. Les stériles sont des fragments de la roche qui ne contiennent pas le minerai souhaité. Ils sont acheminés vers des « haldes à stériles » où ils sont entreposés (Aubertin et al. 2002). Lorsque la portion du substrat exploitée contient le minerai d'intérêt, celui-ci est soumis à un processus de concentration afin d'extraire le minerai, ce qui a comme conséquence de générer un résidu fin qu'on entrepose sur une superficie appelée « parc à résidus miniers »

(Environnement Canada 2009). Au Canada, la superficie des terres perturbées par l'activité minière de surface est estimée à plus de 0,4 million d'hectares (ha) (Gardner et al. 2012). Au Québec, l'ensemble de ces parcs et haldes totalisent plus de 13 000 ha (Aubertin et al. 2002). Bien que moins problématiques que les parcs à résidus miniers acides, les parcs à résidus miniers non acides présentent d'importants enjeux environnementaux en raison notamment de l'érosion éolienne (poussières aéroportées), des problématiques d'encadrement visuel en plus de générer un changement d'affectation des terres (conversion de site écologiquement productif en site dégradé) et une perte de biodiversité (Larney et Angers 2012). Un site dégradé est, par définition, une « surface de sol caractérisée par une incapacité importante à supporter la végétation, à la suite de différents travaux, comme un terrain après l'exploitation d'une carrière, d'une sablière, d'une mine, etc. » (RECYC-QUÉBEC 2016). Les parcs à résidus miniers sont donc généralement des sites dégradés.

En raison de l'ampleur des superficies couvertes de résidus miniers et de l'importance des enjeux qui y sont reliés, en 1995 le gouvernement du Québec a ajouté un article à la Loi sur les mines (MERN 1997). Désormais, les compagnies désirant obtenir un bail d'exploitation minière doivent d'abord déposer un plan de restauration de leur parc à résidus miniers et prévoir les fonds nécessaires à cette opération. À la fin de vie utile du parc, soit lorsque le gisement est épuisé ou encore lorsque le parc a atteint sa pleine capacité, l'industriel doit procéder à la végétalisation (MERN 1997). L'ensemble des modalités de cette végétalisation n'est cependant pas défini explicitement, de sorte que la majorité des entreprises optent pour la solution la moins coûteuse : l'utilisation d'espèces herbacées. Une restauration qui inclut une végétalisation avec des plantes herbacées représente donc le « cours normal des affaires »

(CNA), *sensu* ISO 14064-2 (ISO 2006). Toutefois, certaines compagnies plus soucieuses de l'environnement ou qui souhaitent se comporter en bon citoyen corporatif peuvent aller au-delà de ce CNA et dépasser les exigences légales.

Différentes options s'offrent à ces entreprises qui sont désireuses de dépasser le CNA : elles peuvent, tout d'abord, débiter la végétalisation de leurs parcs à résidus avant la fin de leur vie utile et elles peuvent également choisir d'implanter des espèces ligneuses. L'utilisation de végétaux ligneux tels que des arbres et/ou des arbustes permet d'optimiser le potentiel de la superficie couverte par les résidus miniers. Elle offre de nombreux avantages : 1 — un meilleur contrôle de l'érosion éolienne (Sheoran et al. 2010b), 2 — une amélioration de l'encadrement visuel, 3 — une augmentation de la force des puits de C (plus grande séquestration du C) (Ussiri et Lal 2005), ainsi que 4 — une augmentation de la biodiversité (Asensio et al. 2013).

Puisque les parcs à résidus miniers sont des lieux dégradés et qu'ils ne présentent pas les caractéristiques écologiques propices à la croissance spontanée d'une végétation de type forêt, plusieurs obstacles empêchant le reboisement (MDDEP 2005). Tout d'abord, le résidu n'a jamais été mis en contact avec l'atmosphère, il n'a donc pas accumulé d'éléments nutritifs provenant de précipitations ou de son altération bio-physico-chimique et ne contient donc qu'une infime quantité d'éléments nutritifs nécessaires pour supporter la croissance de la végétation (Brady et Weil 1996). Ces éléments, en raison du manque d'altération, sont peu ou pas disponibles (Campy et al. 2013). Le résidu étant relativement grossier (texture d'un sable), sa capacité de rétention d'eau est très faible et l'absence de matière organique amplifie ce phénomène (Daniel et Zipper 2010). De plus, sans intervention, ces sites présentent,



généralement, une très faible biodiversité. Plusieurs études ont démontré que la biodiversité influence positivement la fertilité d'un sol (Maeder et al. 2002; Dybzinski et al. 2008). La régénération naturelle est difficilement possible sur ce type de sol. Si une espèce réussissait à s'y implanter, le vent et les résidus pourraient fortement endommager ses tissus en raison de l'abrasivité des particules mécaniquement broyées et non altérées.

### **1.3 Les amendements organiques**

Afin d'améliorer la fertilité ainsi que la capacité de support des résidus miniers, qui autrement sont impropres à supporter la croissance de la végétation, il est important d'utiliser des engrais minéraux et/ou des amendements organiques (Diacono et Montemurro 2010). Ces derniers sont très communs en agriculture et en foresterie et y ont démontré un fort potentiel d'enrichissement du sol (Lalande et al. 2008). Contrairement aux engrais, les amendements organiques visent, en plus d'augmenter le stock d'éléments nutritifs, à améliorer le milieu de croissance des végétaux en intervenant sur les propriétés physico-chimiques du sol (Maeder et al. 2002). Les amendements de types organiques, telles les matières résiduelles fertilisantes (MRF), ont un effet structurant sur le sol et fournissent un apport important en éléments fertilisants à libérations lentes (Hébert 2015). De plus, l'application d'amendements organiques contribue à augmenter les stocks de C séquestrés. Ils modifient les propriétés physico-chimiques des terrils pour ainsi permettre une séquestration accrue de nouveau C (Hua et al. 2014). En effet, ces amendements améliorent la fertilité du sol dégradé et ainsi, permettent d'accroître le potentiel de photosynthèse des

végétaux, donc la capacité d'accumuler et de stabiliser les stocks de C dans la biomasse végétale et dans le sol (Larney et Angers 2012).

Le Canada est un pays qui génère de grandes quantités d'amendements organiques qui seraient disponibles pour enrichir les sols. Les fumiers, les biosolides de papetière et municipaux, les sous-produits de papetière, les résidus de bois et des déchets agricoles peuvent être utilisés à cet effet (Statistiques Canada 2008; Larney et Angers 2012). Par exemple, au Québec, c'est près de 2 Tg de boues de papetière (poids sec) qui ont été produites seulement en 2012 (MDDEFP 2013a). Les biosolides de papetière (BP) sont issus du traitement des eaux usées des pâtes et papiers. Ces BP se séparent en trois types, les boues primaires, les boues secondaires (issues de traitements secondaires) et les boues mixtes (un mélange des deux premiers types) (BAJPAI 2015). S'y ajoutent les boues de désencrage, dont le ratio C/N ne convient toutefois pas à les qualifier comme MRF. Les boues primaires sont caractérisées par une teneur en eau élevée et sont très riches en C organique avec un ratio C/N allant de 100 à 300 (NCASI 2000). Ces résidus sont composés principalement de celluloses et de lignines et présentent un contenu relativement faible en éléments nutritifs. Les boues secondaires sont, quant à elles, composées en grande partie de microorganismes et sont très liquides. Elles contiennent peu de fibres, mais les quantités d'N et de P semblent favorables à la fertilisation. Le ratio C/N de ces résidus est entre 5 et 20 (Désilets 2003). Enfin, le type mixte est issu du mélange des boues primaires et secondaires et est relativement solide, voire parfois déshydraté. Il contient à la fois des microorganismes, des fibres de bois, des cendres et de l'eau. Ces résidus ont un contenu plus élevé en éléments nutritifs (N, P, K, Ca, Mg, S et microéléments). Ils permettent la stabilisation des agrégats du sol ce qui

participe à l'amélioration des propriétés physico-chimiques du sol (Foley et Cooperband 2002; Banwart et al. 2014). En effet, suite à l'ajout d'amendements organiques, le sol devient plus meuble et davantage perméable à l'eau et à l'air (Sheoran et al. 2010a). Cela crée un environnement propice à la croissance des racines et à l'activité microbologique (Brady et Weil 1996). La présence d'agrégats dans le sol permet également une diminution de l'érosion éolienne et hydrique grâce à la grosseur des particules (Six et al. 2000). Cela n'a toutefois été que très peu testé sur un sol dégradé non acide.

Les BP semblent également démontrer une influence positive sur la rétention de l'humidité et des éléments nutritifs, sur la capacité d'échange cationique (C.É.C.) ainsi que sur la diminution de l'érosion éolienne et hydrique (Gardner et al. 2010). L'utilisation de cet amendement permettrait non seulement de favoriser la végétalisation de parcs à résidus miniers, mais cette option est d'autant plus intéressante que les BP constituent des MRF qui, au Québec, sont gérées selon la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles (plan d'action 2011-2015) (MDDELCC 2016b). Ce plan demande la réduction de l'enfouissement de 60 % en 2015 et l'interdiction en 2020 (MDDEP 2011). L'utilisation de MRF pour l'amendement organique de superficies de parcs à résidus miniers permettrait donc de répondre aux besoins de deux industries différentes, c'est-à-dire en utilisant les « déchets » de l'une (BP) pour valoriser les rejets d'une autre (résidus miniers). Les BP présentent toutefois quelques enjeux (Gardner et al. 2010). En effet, le coût du transport et de l'épandage de cet amendement est élevé (Gardner et al. 2010). Il faut aussi noter que les biosolides de papetière dégagent une forte odeur qui peut déranger les citoyens en zone urbaine ou

périurbaine (Camberato et al. 2006). Aussi, leur capacité réelle à titre d'amendement de parcs à résidus miniers reste à être documentée.

Outre les biosolides de papetière, il existe plusieurs autres types d'amendements tels que les fumiers animaux ayant la capacité d'améliorer les propriétés physicochimiques, la fertilité et la productivité des sols (Liu et al. 2009; Larney et Angers 2012). Le fumier de poulet possède une forte concentration en azote (N), phosphore (P) et potassium (K) ce qui permet un bon rendement pour les productions agricoles, par exemple. Ces éléments nutritifs sont disponibles rapidement, dès la première année. L'ajout de matières organiques augmente la capacité de rétention en eau du sol et abaisse la masse volumique apparente (Haering et al. 2000), deux propriétés importantes pour l'établissement des systèmes racinaires d'espèces végétales.

Au Québec, les parcs à résidus miniers sont la plupart du temps créés en remplacement de forêts déjà existantes. Une solution à envisager est le déboisement suivi par un décapage de la couche organique du sol avant la création d'un parc à résidus. Cela permet de recueillir un sol riche en C et de le stocker à proximité. Le sol de la forêt présente plusieurs couches appelées horizons et chacune d'entre elles possède des caractéristiques distinctes (Brady et Weil 1996). La couche superficielle, Horizon O, est appelée humus forestier (Hf). Il s'agit d'un sol issu de la décomposition lente de la matière organique tombée sur le sol. Elle est formée par l'action des nombreux microorganismes et invertébrés qui y évoluent. Elle est composée de résidus végétaux (branches, feuilles, mousses, champignons, etc.) et elle est relativement riche en éléments nutritifs (Brady et Weil 1996). Elle perd par contre très

rapidement ces éléments par lessivage (Sheoran et al. 2010b). De plus, le ratio élevé C/N de cet amendement se traduit par une disponibilité de l'azote dans le sol pour faible (Sheoran et al. 2010a).

#### **1.4 Espèces ligneuses**

En raison des nombreux obstacles à la végétalisation naturelle des parcs à résidus miniers énumérés précédemment, les espèces ligneuses qu'on souhaite y planter doivent être sélectionnées selon des critères précis. Ces critères concourent à augmenter les chances de survie ainsi que de croissance à long terme de ces espèces (Sheoran et al. 2010b).

Considérant que les résidus ont un très faible contenu en éléments nutritifs, les espèces ligneuses choisies doivent être peu exigeantes sur les plans nutritionnel et hydrique. Les espèces recherchées sont de préférence locales, c'est-à-dire qu'on doit les retrouver communément à proximité des sites à végétaliser. Dans le cas de la mine du Mont-Wright de la présente étude, le pin gris (*Pinus Banksiana*) présente justement une grande résistance aux vents, à la sécheresse, aux sols pauvres et grossiers et aux conditions nordiques (Hébert et al. 2006; Rudolph et Laidly 1990). Comparativement à d'autres essences boréales, les plantations de pin gris sont reconnues pour une séquestration de C relativement élevée à moyen-long terme (Boucher et al. 2012).

D'autre part, une espèce colonisatrice pourrait également permettre de réduire rapidement les poussières aéroportées. L'aulne vert crispé (*Alnus viridis* subsp. *crispa*) est une espèce

arbustive qui s'implante dans un sol autant sablonneux, graveleux qu'à argileux (Roy et al. 2007). Il s'agit d'une espèce végétale qui forme des associations symbiotiques avec des bactéries fixatrices d'N (Francis et al. 2005). L'N étant l'élément nutritif le plus limitant pour la croissance des plantes, ces bactéries (*Frankia*) permettent un apport majeur pour la croissance et la production d'acides aminés pour les espèces environnantes (Roy et al. 2007). Cette espèce a un pouvoir fertilisant en générant de la litière au sol enrichie par l'N issu de la fixation atmosphérique.

### **1.5 L'écologie industrielle**

Le Québec est la deuxième province canadienne émettant le moins de GES par habitant (suivant de près le Yukon) (MDDELCC 2016a). Cela s'explique notamment par l'utilisation de l'hydro-électricité, une source d'énergie présentant une très faible empreinte carbonique (Dessureault et al. 2015). Au Québec, le Plan d'action 2011-2015 sur la gestion des matières résiduelles (MDDEFP 2013b), entraîne la recherche d'alternatives permettant leur recyclage/valorisation. Certaines de ces alternatives interpellent de nouvelles approches d'écologie industrielle, c.-à-d. une écologie dont l'ensemble des pratiques vise une réduction de la pollution industrielle (Erkman 2004). L'écologie industrielle est également une approche multidisciplinaire qui permet d'établir une relation entre les industries, l'environnement et les communautés (Seager et Theis 2002).

L'utilisation de MRF, telle que mentionnée ci-haut présente une occasion de promouvoir l'écologie industrielle, c.-à-d. de recycler les déchets d'une industrie, en l'occurrence celles

des pâtes et papiers, pour les valoriser en répondant aux besoins d'une autre (Hébert 2015). Cette combinaison permettrait du coup de participer à l'atteinte des objectifs de réduction de l'enfouissement des MRF, tout en favorisant la mise en place de couvert végétal sur des sites nécessitant l'apport de ces MRF pour assurer une séquestration de C. De plus, cela pourrait être avantageux dans un contexte de lutte aux changements climatiques, car selon certaines études, les émissions liées au recyclage de ces MRF seraient moindres que celles liées à l'enfouissement (Sylvis 2009; Villeneuve 2011; Statistique Canada 2013; Faubert et al. 2015). Cette approche présentera aussi d'autres avantages comme la séquestration du C accrue par l'utilisation d'amendement et par le reboisement de ces sites en comparaison avec le cours normal des affaires (Sperow 2006; Juwarkar et al. 2010).

## **1.6 Hypothèses et objectifs**

Deux hypothèses générales seront testées dans le cadre de la présente étude. L'utilisation des amendements organiques sur un parc à résidus miniers non acides affectera positivement :

- (1) La survie, la croissance et le statut nutritif des espèces ligneuses utilisées pour le reboisement.
- (2) Les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique des sols;

L'objectif général du projet est de déterminer le potentiel de valorisation de la MRF et de création de puits de C par l'application d'amendements organiques dans un contexte de reboisement du parc à résidus miniers non acides du Mont-Wright de la compagnie ArcelorMittal Exploitation minière Inc. (Fermont, QC). L'objectif spécifique de la présente

étude est de quantifier la survie et la croissance de différentes espèces arbustives et arborescentes en fonction des différents amendements utilisés. Le second objectif spécifique est d'évaluer la fertilité et de la capacité de support des résidus miniers traités en vue du reboisement.

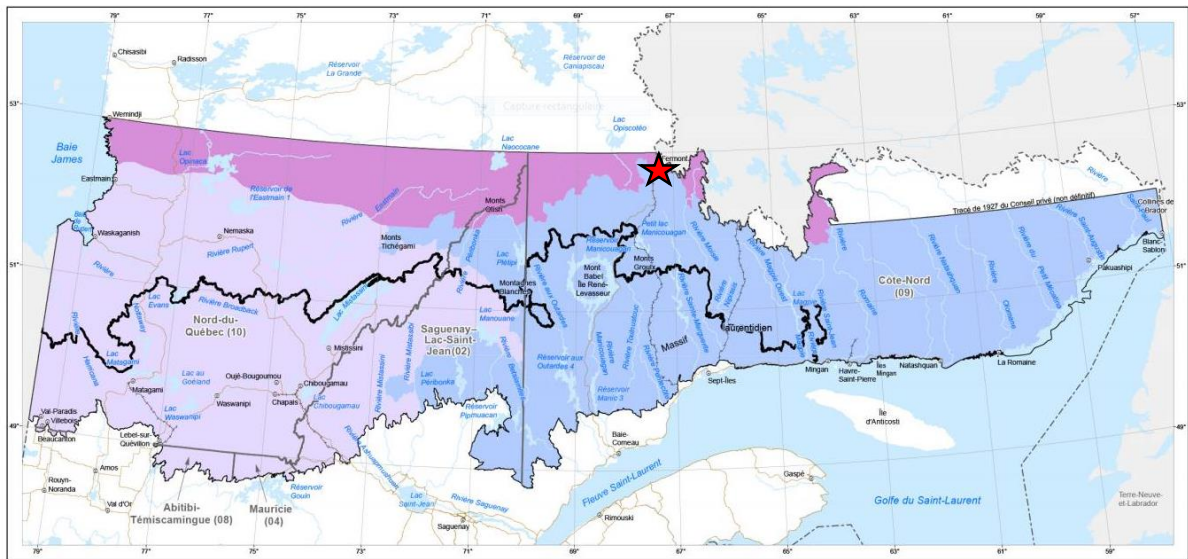


## CHAPITRE 2

### *MATÉRIEL ET MÉTHODE*

## **2.1 Description du site à l'étude**

Un dispositif expérimental a été mis en place en juin 2015 sur le parc à résidus miniers non acides du complexe minier du Mont-Wright (Arcelor Mittal exploitation minière (AMEM), Fermont, Qc, Canada : 52°46' N, 67°20' O). Le complexe du Mont-Wright se situe au-delà de la limite nordique des forêts attribuables et à la jonction entre les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et de la pessière à lichens (Figure 1). Au-delà de cette limite, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs n'autorise aucun aménagement forestier. Le dispositif a été mis en place sur un Technosol composé en majorité de silice, d'après la classification de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO 2015). Les zones inactives (c.-à-d. stabilisées) du parc à résidus miniers sont déjà en processus de végétalisation à l'aide d'un traitement mis en place depuis 2005. Il s'agit du traitement Norco constitué de fumier de poulet et d'un mélange d'espèces herbacées (décrit plus bas).



**Figure 1:** Localisation du site à l'étude en fonction de la limite nordique des forêts attribuables. La limite est représentée par la ligne noire. L'étoile situe le site à l'étude.

Selon les données de la station météorologique de 1981 à 2010 du Gouvernement du Canada, la température moyenne annuelle de Fermont est de  $-3.1^{\circ}\text{C}$  et les précipitations annuelles sont de 839,5 mm. Le nombre de degrés-jour au-dessus de  $5^{\circ}\text{C}$  est d'approximativement 817,3, les saisons de croissances y sont donc très courtes (Gouvernement du Canada, 2016).

## 2.2 Dispositif expérimental et traitements

Le dispositif expérimental en 3 blocs complets et en tiroirs subdivisés a été implanté (Quinn et Keough 2002). Les parcelles principales ont été divisées aléatoirement en 3 types de substrat, les sous-parcelles ont été divisées aléatoirement à l'intérieur de chacune des parcelles principales en 3 types d'amendement et enfin, ces dernières ont été subdivisées aléatoirement en deux sous-sous parcelles sur la base de deux espèces ligneuses qui y ont été

prises en terre. Chaque sous-sous-parcelle mesure 26 m de longueur par 25 m de largeur. Il y a donc 18 unités expérimentales (u.e.) par répétition, pour un total de 54 u.e. Chaque bloc comprend également 2 parcelles de référence caractérisées par la plantation des deux espèces ligneuses dans le terril non traité ni amendé (résidu brut), sauf l'ajout de foin déchiqueté afin de stabiliser le résidu avant plantation (donc un grand total de 60 u.e.).

Le traitement Norco consiste au déchiquetage de balles de foin, de l'application de fumier de poulet et de l'ensemencement d'un mélange d'espèces herbacées. Les 3 types de substrat testés sont : 1- le traitement Norco de l'année 2015 (ci-après N2015), 2- le traitement Norco 1 an (ci-après « N2014 ») et 3- le traitement Norco 2 ans (ci-après N2013). Le résidu minier a été soumis au traitement Norco frais de l'année (N2015), durant une année (N2014) et durant 2 années (N2013). Les 3 types d'amendement testés sont : 1- des biosolides de papetière (ci-après BP), 2- de l'humus forestier (ci-après Hf), 3- l'absence d'amendement (ci-après « A0 »). En ce qui concerne le substrat N2015, pour des raisons opérationnelles, les amendements ont été ajoutés directement sur le résidu brut et non sur un sol préalablement traité Norco 2015. La figure 2 illustre le dispositif.

Les BP ont été fournis par Produits Forestiers Résolu (PFR) (Baie-Comeau, Qc, Canada : 49°13' N, 68°09' O). Il s'agit d'un type mixte préalablement enfoui avec une présence de cendres. Cette présence de cendres s'explique par la valorisation énergétique des biosolides de papetière chez PFR Baie-Comeau et le résidu en résultant est épandu sur le site d'enfouissement (comm. Person. Marie Larouche, PFR, 2015). Les biosolides ont été appliqués sur les différents substrats à raison de 50 tonnes sèches à l'hectare à l'aide d'un épandeur fourni par Irrigation Norco.

L'humus forestier provient d'une opération de décapage du sol effectuée à la fin juin 2015 pour la création d'un nouveau parc à résidus à proximité du site à l'étude. Il a été transporté à l'aide de camions articulés et a été étendu par un buteur sur une épaisseur moyenne de 10 cm. Le buteur était un Caterpillar D10. Il s'agit d'un tracteur à chenilles possédant une pelle à l'avant fabriqué par Caterpillar Inc (CAT, D10T2, USA). Ce véhicule a étendu et trié une partie de l'humus forestier, c.-à-d. que le chauffeur a été en mesure de retirer les plus grosses roches facilitant ainsi l'uniformité de l'épaisseur et le travail des planteurs.

Norco de l'année 2015 (N2015)			Norco 1 an (N2014)			Norco 2 ans (N2013)			Scénario de référence	
A0	BP	Hf	A0	BP	Hf	A0	BP	Hf	Norco	Résidu brut
Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1	Mélange d'espèces 1		
Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2	Mélange d'espèces 2		

NORCO : Fumier de poulet et mélange d'espèces herbacées développé par Irrigation NORCO  
A0 : Absence d'amendement  
BP : Biosolides de papetière (Type mixte composé de boues primaires et secondaires préalablement enfouis)  
Hf : Humus forestier provenant du décapage du sol forestier lors de la mise en place d'un nouveau parc à résidus

Mélange d'espèces 1 : Haies brise-vent composées de peupliers hybrides (915318), de pins gris et d'aulnes crispés et massifs composés de pins gris  
Mélange d'espèces 2 : Haies brise-vent composées de peupliers hybrides (915318), de pins gris et d'aulnes crispés et massifs composés d'aulnes crispés

Figure 2: Exemple d'un bloc du dispositif expérimental.

Chaque sous-sous-parcelle est composée de 4 haies brise-vent et de 3 massifs de plants de 2 mètres de large. Chacun de ces massifs présentent 2 lignes de plants espacés de 2 m les uns des autres. Les massifs sont séparés par les haies brise vent composées de 3 espèces : 1- Aulne crispé (*Alnus crispa* Ait.) 2- Pin gris (*Pinus banksiana* Lamp.) 3- Peuplier hybride (*Populus sp*). Du 29 juin au 8 juillet 2015, ces plants ont été plantés sur 3 rangés et sont espacés d'environ 1m. Bien que les plants des deux haies centrales soient échantillonnés, ils ne font pas l'objet de mesures dans le cadre de cette étude. Les massifs du dispositif expérimental comprennent deux des trois espèces ligneuses soit le pin gris et l'aulne crispé. Les espèces (ci-après PIG et AUL) ont été sélectionnées à la suite de tests préalablement faits

en serre en faisant croître différentes espèces dans le résidu minier en question (Chaire en eco-conseil 2013). Les PIG fournis par le ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP) ont été produits en récipients IPL-67-50 par la pépinière de Normandin (Normandin, QC). Les plants de AUL ont été fournis par la pépinière de Girardville (Girardville, QC) et ont été produits dans des récipients IPL-45-110 et préalablement été inoculés par une souche *Frankia*, une bactérie (actinomycète) qui produit des nodules fixateur d’N, sélectionnée pour les technosols (IUSS 2007). Cette dernière étape d’inoculation a été réalisée par le professeur Sébastien Roy de l’Université de Sherbrooke.

## **2.3 Mesure des plants**

La première variable évaluée sur les plants de PIG et d’AUL était la survie. Les plants considérés comme morts étaient soit déracinés, soit entièrement grugés par des rongeurs ou encore il n’y avait ni feuille ni bourgeon. Puisque l’ensemble des plants ont été géolocalisés à l’aide d’étiquettes et de tiges identifiées lors de la mise en place du dispositif (plus de 8000), il a été possible d’évaluer la survie après une première saison de croissance (automne 2015). La survie était déterminée en fonction de la présence d’aiguilles vertes chez le pin gris et la présence de feuilles et de bourgeons chez l’aulne crispé. En plus de la survie, des mesures morphologiques de hauteur totale de la tige (plus longue tige jusqu’au sol) et du diamètre à la base (1 cm au-dessus du sol) ont été effectuées sur les plantes. Étant donnée les différences de hauteurs initiales, ces dernières mesures ont été transformées en taux relatif de croissance. Ce fut également le cas pour les données de croissance en diamètre.

1. L'équation utilisée :

$$\text{Taux relatif de croissance} = \frac{\ln(H2) - \ln(H1)}{t2 - t1}$$

Où :        H2 : Hauteur finale  
              H1 : Hauteur initiale

Les plants mesurés ont été sélectionnés de manière aléatoire pour chaque parcelle (n=5). En ce qui a trait au statut nutritif des espèces ligneuses, étant donné que la période de sénescence était déjà entamée au moment de la récolte de septembre 2015 et que la translocation des éléments avait probablement eu lieu, des échantillons racinaires ont été utilisés au lieu d'échantillons foliaires. Pour chaque sous-parcelle, trois unités d'échantillonnage ont été sélectionnées aléatoirement. Précédent l'envoi du matériel au laboratoire d'analyse, les échantillons ont été séchés à 65°C durant 24 heures pour ensuite être broyés et tamisés à 0.2 mm. Les éléments majeurs (P, K, Ca, Mg, Mn, Cu et Zn) ont été extraits à la suite d'une digestion des échantillons racinaires à l'aide d'une solution d'H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>. Le peroxyde d'oxygène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) contribue à l'oxydation de la matière organique et à l'accélération de la digestion. L'acide sélénieux permet d'élever la température de digestion et oxyde davantage la matière organique présente dans l'échantillon. Elle permet de doser, à partir d'une même digestion, les éléments majeurs.

## **2.4 Mesures édaphiques**

La caractérisation physico-chimique des sols a été réalisée à trois reprises durant le projet : 1— avant l'application des traitements (T<sub>0</sub> – Juin 2015), 2 — environ une semaine

après l'application des amendements (T<sub>1</sub>- Juillet 2015) et 3 — à la suite d'une première saison de croissance (T<sub>2</sub>- Septembre 2015). Pour ce faire, les 20 premiers cm du sol ont été échantillonnés à l'aide d'une sonde pédologique «Oakfield, Hoskin». Il s'agit d'un composite de 7 points d'échantillonnage selon un transect en V. Les échantillons de sol ont été placés sans délai, après récolte, dans des sacs de plastique à 4 °C puis ils ont été mis à l'étuve à 65 °C durant 24 heures. Ils ont été ensuite broyés et tamisés à 0.2 mm puis envoyés dans un laboratoire spécialisé (AgroEnviroLab, La Pocatière, Qc, Canada). Les échantillons ont été analysés pour le pH, les macroéléments (K, Ca, Mg, S, Na) (Mehlich-3) et les microéléments (Mn, Fe, Al) (Mehlich-3), C.É.C., S.B. ainsi que la densité et porosité estimées.

Avec la méthode d'analyse par combustion sèche (LECO), il a été possible de mesurer le C, l'N et le soufre totaux. Cette méthode consiste en la combustion d'une petite quantité de sols préalablement broyée finement à l'aide d'un broyeur à billes.

Un échantillonnage des sols à la fin de la saison de croissance a également été fait dans le but de mesurer l'activité microbiologique. Pour ce faire, 5 échantillons composés des 10 premiers cm de sol ont été récoltés à l'aide d'une truelle, et ce, dans chacune des parcelles (à l'échelle des amendements). Ces échantillons ont ensuite été congelés à -20 °C jusqu'à ce qu'ils soient utilisés pour la préparation des microcosmes (Curtin and Campbell 2008). Ces derniers sont des Unité de filtration à vide sur flacon (Corning<sup>tm</sup>) de la compagnie SIGMA-ALDRICH. Ils sont composés d'une membrane de polystyrène avec des pores de 0.22µm.

Cinquante grammes de sol humide ont été ajoutés sur de la fibre de verre préalablement déposée dans les microcosmes. Les sols ont ensuite été lessivés avec 100 ml de sulfate de potassium (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0.005M. Une fois la solution écoulee, les microcosmes ont été placés dans des pots Mason 250 ml pour ensuite être placés dans un incubateur durant 14 jours dans



le noir à 25 °C et 95 % d'humidité. Durant l'incubation, les microcosmes ont été pesés à plusieurs reprises et de l'eau fut ajoutée si nécessaire (aux 4 jours). Au total, 36 microcosmes ont été incubés (3 blocs X 3 substrats X 3 amendements + 6 blancs (contrôles)). Une rotation des blocs a été effectuée en même temps que la pesée.

À la suite des 14 jours d'incubation, les pots Masson ont été fermés pour une période de 24 h. L'heure de fermeture variait d'un bloc à l'autre (8 h 30, 10 h 30 et 13 h). La respiration initiale a été prise à partir des blancs au début de l'incubation. La respiration hétérotrophique issue des microcosmes a été mesurée à l'aide d'un chromatographe à phase gazeuse (Paré et al. 2006; Paré 2011; Touchette 2011).

L'espace libre (ou « headspace ») des microcosmes a été mesuré par déplacement de volume d'eau. Cela a permis de calculer la minéralisation (mg C-CO<sub>2</sub>Kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) du C par la formule suivante :

2. Équation utilisée :

$$\text{Respiration hétérotrophique} \left( \frac{\text{ppm}}{\text{h}} \right) \times \frac{1}{1000000} \times \frac{44\,000\text{ mg}}{24,4\text{ L}} \times \frac{\text{Volume espace libre (L)}}{\frac{\text{Masse sèche (g)}}{1000}} \times \frac{12\text{ g}}{44\text{ g}}$$

## 2.5 Analyses statistiques

Le plan d'expérience est structuré en 3 blocs complets et en tiroirs subdivisés (split-split-plot). Afin d'observer l'effet des facteurs et de leurs interactions sur les variables étudiées, des analyses de variance (ANOVA) ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP11 (SAS

Institute, Cary, Nc, USA). La procédure utilisée est REML (restricted maximum likelihood estimation) puisqu'il s'agit d'un modèle mixte composé à la fois d'effets fixes et d'effets aléatoires (Sahai et Ageel 2000).

Le modèle statistique est composé de 3 blocs aléatoires, de 3 types de substrats (fixes), de 3 amendements (fixes) ainsi que de deux espèces ligneuses (fixes) incluses dans le boisement (massif). Pour certaines analyses, des échantillons ont été prélevés à deux moments (fixes) soit après la mise en place du dispositif à l'été 2015 (début juillet) soit à la fin de la première saison de croissance, automne 2015 (fin septembre).

Pour la caractérisation du sol, les sources de variations du modèle sont : le temps (date) d'échantillonnage, le substrat et les amendements. Le facteur espèce n'a pas été inclus à cette étape trop hâtive pour que les plants aient pu influencer le sol après une seule saison de croissance. Le modèle complet est organisé comme suit :

**Tableau 1 :** *Modèle des facteurs lors de l'analyse des sols*

<b>Facteurs</b>
Bloc& aléatoire
Temps
Bloc*temps& aléatoire
Substrats
Temps*substrats
Bloc*temps*substrats& aléatoire
Amendements
Temps*amendements
Substrats*amendements
Temps*substrats*amendements
Bloc*temps*substrats*amendements& aléatoire

Pour ce qui est des caractéristiques morphologiques, le modèle n'incluait pas le facteur Date (une seule mesure à la fin), mais le facteur Espèce a été inclus. En ce qui concerne le

modèle statistique utilisé pour la respiration microbienne, les facteurs considérés sont le substrat ainsi que l'amendement selon le modèle ici-bas :

*Tableau 2 : Modèle des facteurs lors de l'analyse de la respiration microbienne des sols*

<b>Facteurs</b>
Bloc& aléatoire
Substrats
Bloc*substrats& aléatoire
Amendements
Substrats*amendements
Bloc*substrats*amendements& aléatoire

Lorsqu'un facteur ou l'interaction entre deux facteurs a démontré un effet significatif et que ce facteur ou cette combinaison de facteurs avait plus de deux niveaux, un test de comparaison de moyennes multiples (t de Student) a été effectué (Quinn et Keough 2002). Ce dernier a permis de déterminer d'où provenait la différence et quelle combinaison s'est démarquée. Les données ont été testées afin de répondre aux postulats de base de l'ANOVA (Quinn et Keough 2002). Une transformation des données a été effectuée lorsque l'analyse de la distribution et l'homogénéité de la variance des résidus montraient un manque d'homogénéité (Quinn et Keough 2002).

## **CHAPITRE 3**

### ***RÉSULTATS***

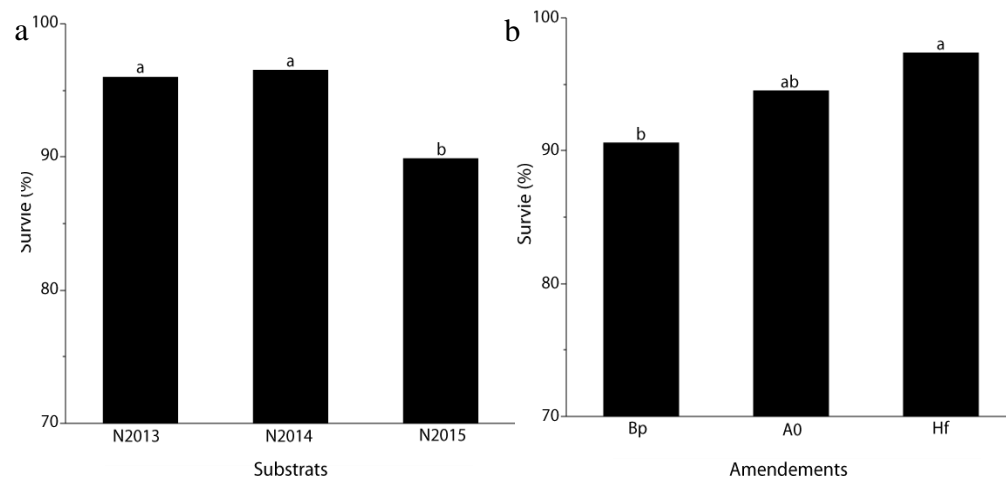
### 3.1 Survie et caractéristiques morphologiques

Les deux espèces ont exprimé significativement une plus grande mortalité dans le substrat N2015, comparativement aux substrats N2013 et N2014 avec des taux de survie respectifs de 89 %, 96 % et 97 % (Tableau 3, Figure 3a). Il y a eu davantage de survie des espèces lorsque celles-ci sont plantées dans un amendement d'humus forestier, 97 %, que lorsque plantées dans un amendement de biosolides de papetière, 91 % (Tableau 3, Figure 3 b).

**Tableau 3** : Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) pour les variables de survie, hauteur, diamètre, croissance relative en hauteur et en diamètre ainsi que la biomasse totale de plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance.

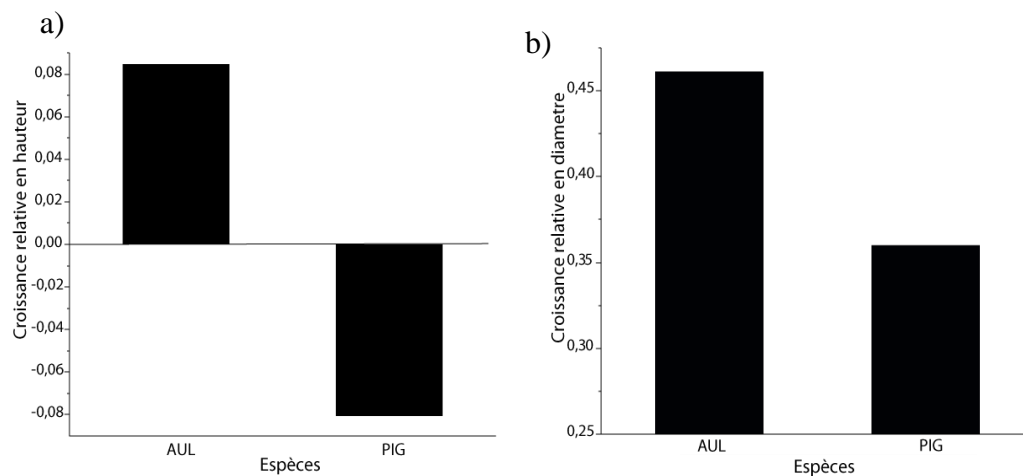
Source	Survie <sup>1</sup>			Hauteur finale (cm)		Diamètre final (mm)		Croissance relative en hauteur (cm)		Croissance relative en diamètre (mm)		Biomasse	
	Dl	Dld	p	Dld	p	Dld	p	Dld	p	Dld	p	Dld	p
<i>Substrat</i>	2	4	<b>0.0037*</b>	3,987	0,8137	3,991	0,6919	3,953	0,9126	3,986	0,8264	4	0,8935
<i>Amendement</i>	2	12	<b>0.0465*</b>	12,16	0,5998	12,05	0,9229	12,03	0,4330	12,04	0,4921	12	0,8044
<i>Substrat*Amend</i>	4	12	0.2709	12,12	0,9613	12,05	0,9439	12,02	0,4501	12,04	0,9925	12	0,8837
<i>Espèce</i>	1	18	0.1406	18,21	<b>&lt;,0001*</b>	17,94	<b>0,0007*</b>	18,67	<b>0,0031*</b>	17,47	<b>0,0454*</b>	18	<b>0,0149*</b>
<i>Substrat * Espèce</i>	2	18	0.7312	18,19	0,2738	17,93	0,9506	18,66	0,1934	17,45	0,6532	18	0,3691
<i>Amendement*Espèce</i>	2	18	0.0600	18,18	0,7900	17,93	0,0972	18,62	0,3772	17,42	0,0923	18	<b>0,0035*</b>
<i>Substrat*Amend*Espèce</i>	4	18	0.2729	18,16	0,8833	17,92	0,7533	18,6	0,9706	17,36	0,3006	18	0,7804

Les chiffres en gras sont significatifs (p<0.05) ; Dl=degré de liberté ; Dld=degré de liberté du dénominateur ; <sup>1</sup>=données transformées



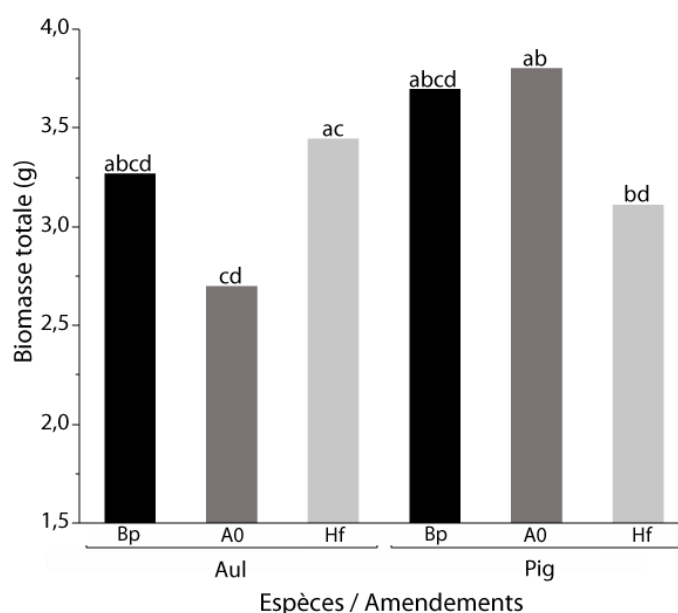
**Figure 3 :** Taux de survie moyen (%) des plants, aulnes et pins gris confondus, plantés dans a) un substrat Norco 2013 (N2013), Norco 2014 (N2014) et Norco 2015 (N2015) ou b) sans amendement (A0), amendés de biosolides de papetière (BP) ou d’humus forestier (Hf) après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.

Les résultats montrent que le PIG présente une croissance relative en hauteur négative et significativement inférieure à celle de l’AUL (Tableau 3, Figure 4a). En ce qui concerne la croissance relative en diamètre, les plants d’AUL ont poussé jusqu’à 28.6 % de plus que les plants de PIG (Tableau 3, Figure 4 b).



**Figure 4 :** Croissance relative en a) hauteur et b) diamètre des plants d’aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans diverses combinaisons d’amendements organiques et de types de substrat après une saison de croissance.

L'amendement qui s'est avéré le plus productif en termes de biomasse totale pour l'aulne crispé est l'humus forestier (1.3 fois plus que le « sans amendement ») (Tableau 3, Figure 5). Ce même amendement est toutefois le moins productif chez le pin gris (1.2 moins que sans amendement). Pour les deux espèces, un sol amendé de biosolides papetiers fonctionne bien (tout autant que l'humus).



**Figure 5 :** Effet de l'interaction espèces\*amendements sur la biomasse totale des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0), indépendamment du substrat et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.

### **3.2 Statut nutritif**

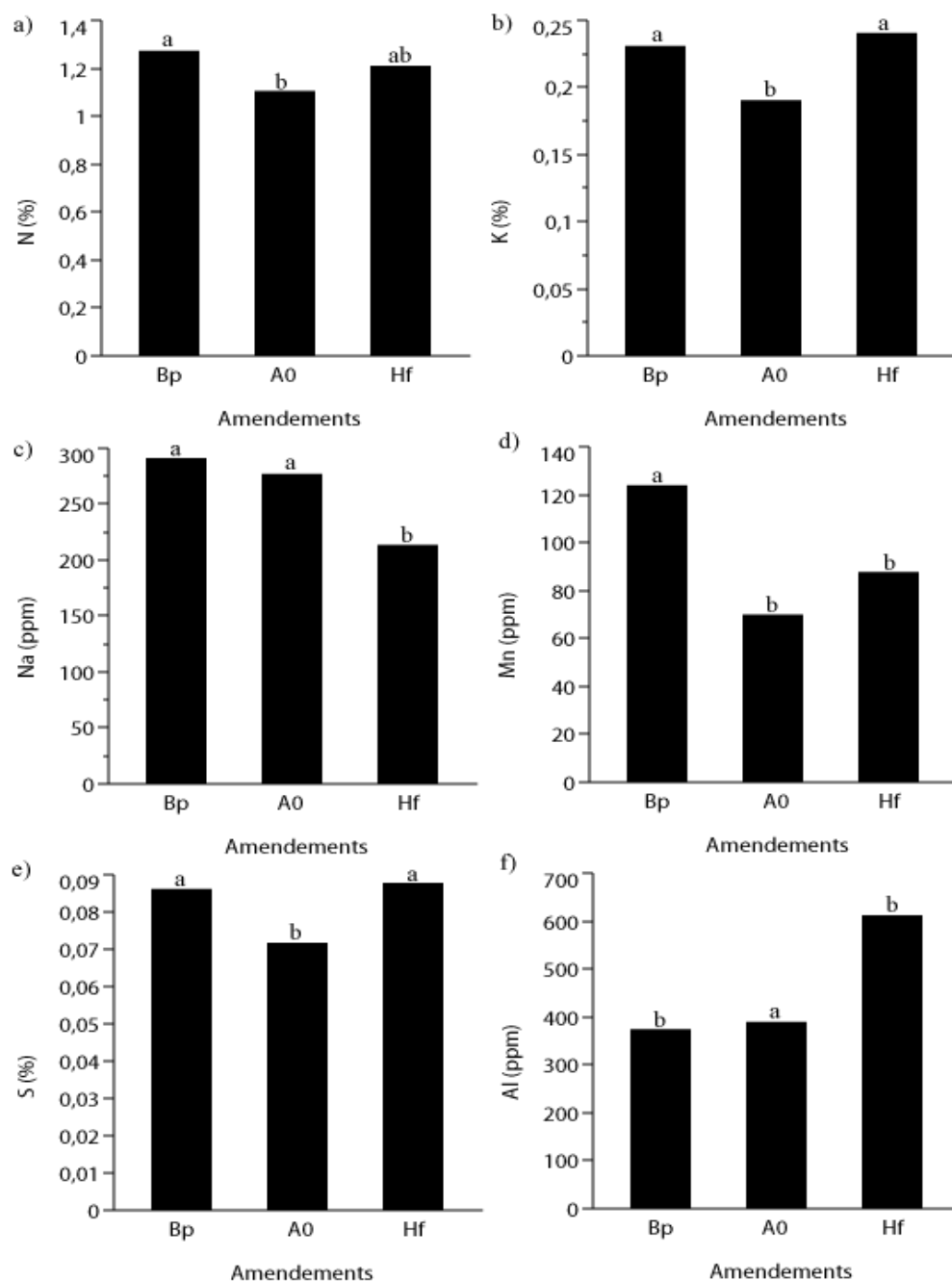
Les types d'amendement testés ont significativement influencé la concentration en éléments N, K et S. Ces éléments sont présents en quantité équivalente dans les amendements de biosolides de papetière et d'humus forestier (Tableau 4, Figures 6a, 6b, 6e), mais significativement inférieur dans un sol sans amendement (Tableau 4, Figures 6a, 6 b, 6d, 6e, 6f). La quantité de manganèse (Mn) dans les tissus racinaires des plants est significativement plus élevée (+27 %) dans le substrat Norco 2015 (N2015) comparativement au substrat Norco 2013 et 9 % plus élevée que celle du substrat Norco 2014 (Tableau 4, Figure 6d). Les racines ayant poussées dans un sol recouvert d'humus forestier démontrent une concentration en Al 38 % supérieure, mais une concentration en Na 20 % inférieure aux racines des espèces ayant poussé dans les autres amendements (Tableau 4, Figures 6c, 6f). Le cuivre est 1.5 à 2 fois plus présent dans les racines des espèces issues du substrat Norco 2013 et 2014, sans amendement supplémentaire (Tableau 4, Figure 7a). La concentration tissulaire en fer (Fe) est significativement plus élevée dans le substrat Norco 2013 amendé de biosolides de papetière (Tableau 4, Figure 7 b). Les éléments N, P, Ca et Mg sont en plus grande concentration dans l'aulne crispé tandis que les éléments K, Na et Al sont plus présents chez le pin gris.



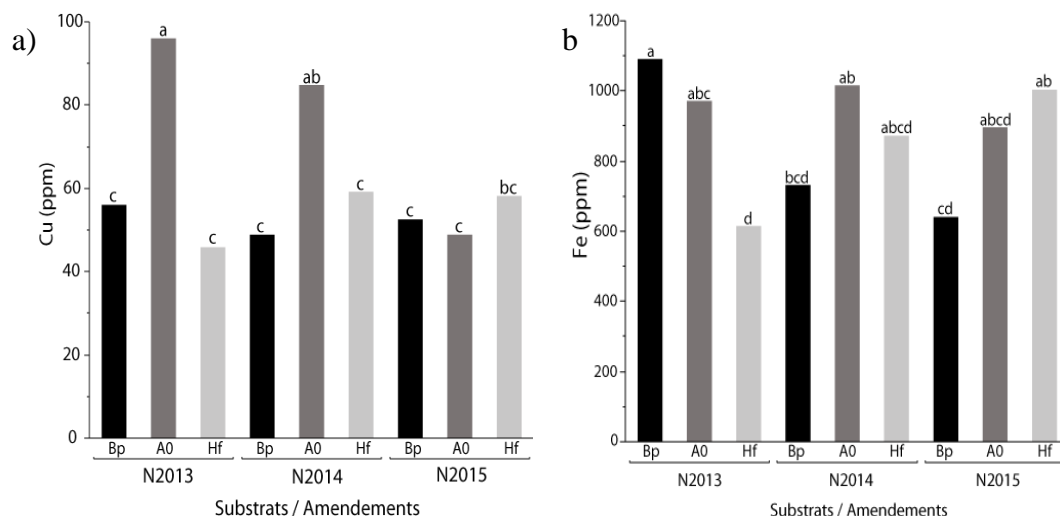
**Tableau 4 :** Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) du statut nutritif racinaire pour l'aulne crispé (AUL) et le pin gris (PIG) plantés dans un sol amendé de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (AO) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance.

Source			N	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Cu	Mn	B	S	Fe	Al
	<i>Dl</i>	<i>Dld</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
Substrat	2	4	0,0828	0,5195	0,6551	0,7411	0,4586	0,7664	<b>0,0190*</b>	0,3826	<b>0,0266*</b>	0,2899	0,2423	0,9182	0,3224
Amendement	2	12	<b>0,0329*</b>	0,1280	<b>0,0411*</b>	0,6887	0,5971	<b>0,0190*</b>	<b>0,3632</b>	<b>0,0068*</b>	<b>0,0018*</b>	<b>0,0341*</b>	<b>0,0036*</b>	0,1623	<b>0,0003*</b>
Substrat*Amendement	4	12	0,5028	0,5661	0,4140	0,1709	0,6752	0,3561	0,2938	<b>0,0313*</b>	0,2043	<b>0,0349*</b>	0,6478	<b>0,0087*</b>	0,0791
Espèce	1	18	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>0,0050*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>0,0215*</b>	0,4360	0,3396	<b>0,0044*</b>	0,8489	0,4466	<b>&lt;,0001*</b>
Substrat*Espèce	2	18	0,6006	0,9223	0,1952	0,3254	0,0513	0,2076	0,4127	0,1408	0,9952	0,1330	0,5459	0,6856	0,9628
Amendement*Espèce	2	18	0,6225	0,8060	0,3442	0,6411	0,4680	0,5672	<b>0,1668*</b>	0,3006	0,1840	<b>0,0064*</b>	0,1534	0,5945	0,1671
Substrat*Amendement*Espèce	4	18	0,9713	0,6033	0,2916	0,6266	0,7225	0,5897	<b>0,0283*</b>	0,1244	0,7309	<b>0,0115*</b>	0,1667	0,4573	0,3823

*Les chiffres en gras sont significatifs ( $p < 0.05$ ) ; *Dl*=degré de liberté ; *Dld*=degré de liberté du dénominateur*



**Figure 6 :** Effets des amendements sur la concentration racinaire moyenne en éléments nutritifs (N, K, Na, Mn, S, Al) des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un amendement de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.



**Figure 7 :** Effet de l'interaction substrats\*amendements sur la concentration racinaire en éléments nutritifs (Cu, Fe) des plants d'aulne crispé (AUL) et de pin gris (PIG) plantés dans un amendement de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test *t* de Student.

### 3.3 Fertilité

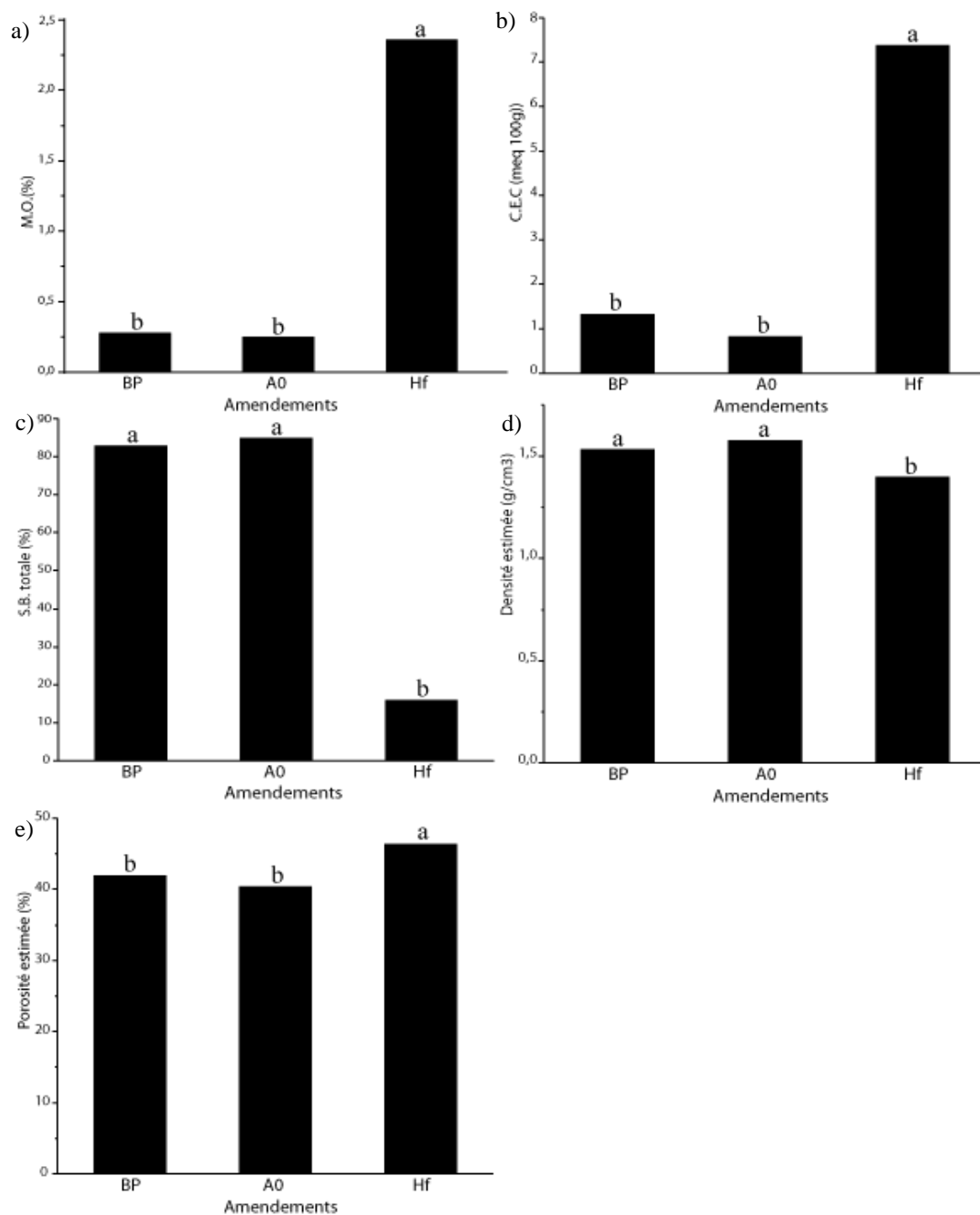
L'application d'humus forestier a généré un contenu en matière organique jusqu'à 10 fois supérieur aux amendements en BP et Norco (Tableau 5, Figure 8a). Cet ajout a également significativement influencé la C.É.C., de 6,5 fois supérieure comparativement à l'ajout de BP et 7 fois comparativement au traitement Norco (Tableau 5, Figure 8 b). Une baisse significative de la saturation en bases est décelée lors de l'ajout d'humus forestier (30 %) alors que la S.B. est à 100 % pour les autres amendements (Tableau 5, Figure 8c). La densité estimée est plus faible de 10 % pour l'amendement en humus forestier (Tableau 5, Figure 8d). La porosité estimée est par contre 10 % plus importante comparativement à l'amendement en BP et celui en Norco (Tableau 5, Figure 8e).

Le pH de l'amendement en BP et l'absence d'amendement sont près de la neutralité avec des valeurs allant de 6,7 à 7,0 et ont tendance à diminuer dans le temps. L'ajout d'Hf acidifie légèrement le sol avec un pH autour de 5,0 qui reste stable dans le temps (Tableau 5, Figure 9).

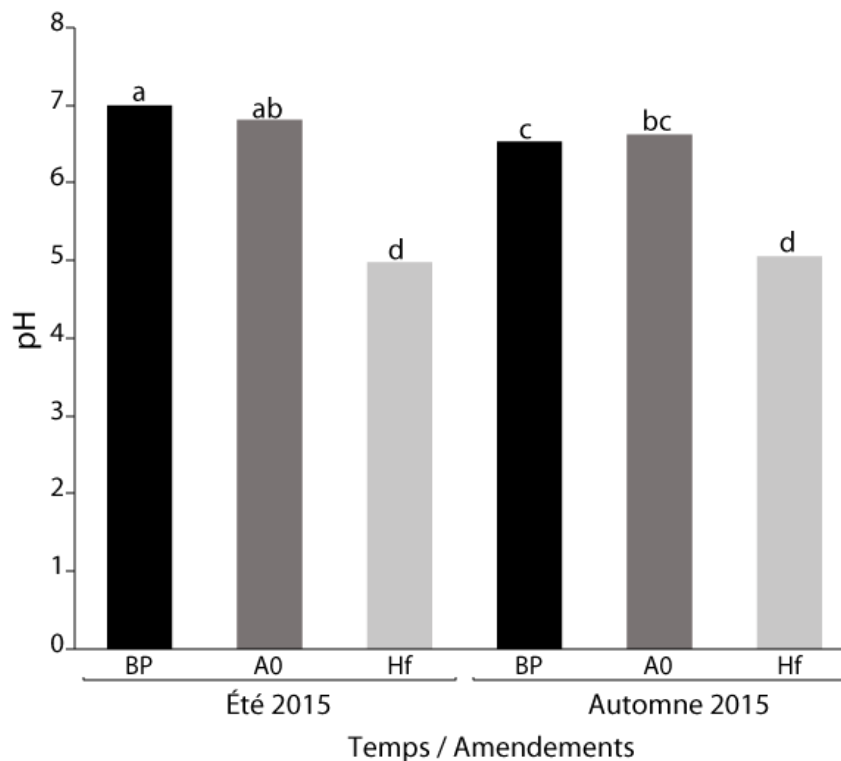
**Tableau 5 :** Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) des variables physico-chimiques de pH, de contenu en matière organique (M.O.), de capacité d'échange cationique (C.É.C.), de saturation en bases (S.B.), de densité et de porosité estimées des sols amendés (Amendements) de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 (substrats) après traitement et après une saison de croissance (temps).

Source			pH	M.O.	C.E.C.	S.B.	Densité estimée	Porosité estimée
	Dl	Dld	p	p	p	p	p	p
Temps	1	2	0,0956	1,0000	0,5529	0,0856	0,4976	0,4748
Substrat	2	8	0,0642	0,3123	0,2949	0,2797	0,4619	0,4833
Temps*Substrat	2	8	0,1991	0,7535	0,6905	0,3489	0,5616	0,5435
Amendement	2	24	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>
Temps*Amendement	2	24	<b>0,0158*</b>	0,9691	0,2925	0,0741	0,6269	0,6164
Substrat*Amendement	4	24	0,2808	0,2377	0,3190	0,0874	0,2797	0,3259
Temps*Substrat*Amendement	4	24	0,8669	0,9571	0,0608	0,1302	0,8424	0,8365

Les chiffres en gras sont significatifs ( $p < 0.05$ ) ; Dl=degré de liberté ; Dld=degré de liberté du dénominateur



**Figure 8 :** Effet des amendements sur les variables de a) contenu en matière organique b) capacité d'échange cationique (C.E.C.), c) saturation en bases totales, d) densité estimée et e) porosité estimée des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.



**Figure 9 :** Effet de l'interaction temps\*amendements sur le pH des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test *t* de Student.

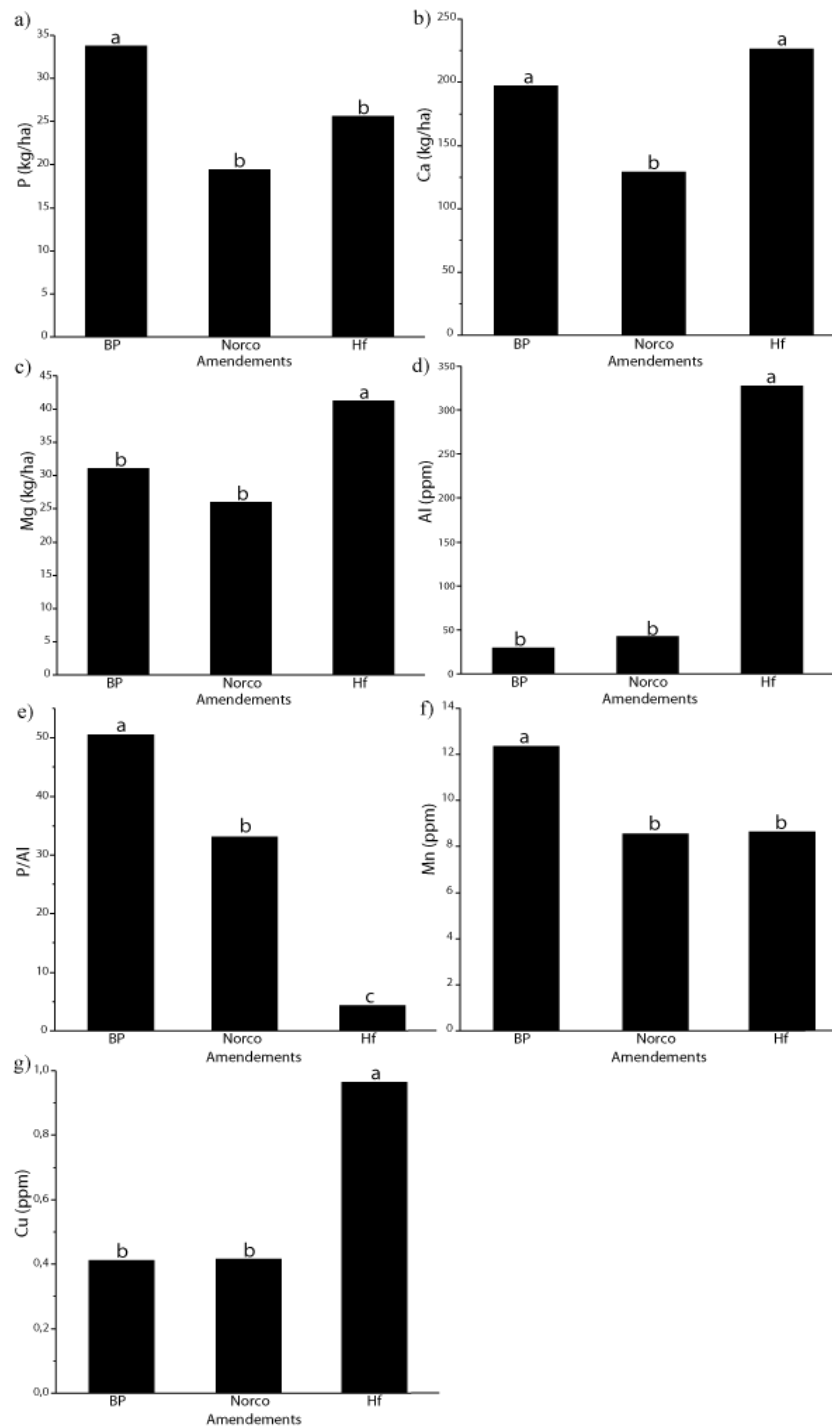
L'effet du facteur amendement est significatif pour le P, Ca Mg, Al, P/Al, Mn et Cu, alors que l'amendement en humus forestier démontre un contenu moyen en éléments nutritifs supérieur pour les concentrations du sol en Ca, Mg, Al, Cu (Tableau 6, Figure 10). Le ratio P/Al des sols amendés d'humus forestier est de 80 à 90 % plus faible comparativement au BP et à l'absence d'amendement (Tableau 6, Figure 10e). Les concentrations en P ainsi qu'en manganèse sont significativement plus élevées dans un sol amendé en biosolides de papetière (Tableau 6, Figure 10a, 10f). Le sol amendé de BP est 49 % plus riche en P comparativement

à un sol sans amendement et 27 % plus riche comparé à un sol amendé d'humus forestier. La concentration en Cu des sols amendés d'Hf est 60 % plus élevée que les autres amendements (Tableau 6, Figure 10g). La concentration en K est significativement plus élevée dans un sol amendé d'humus forestier (1,5 fois supérieure), particulièrement à la fin de l'été, que les deux autres traitements (Tableau 6, Figure 11a). L'amendement en biosolides montre une diminution significative de 22 % du K entre le premier échantillonnage et le second. La concentration en Fe des sols amendés en humus forestier montre une augmentation de l'élément nutritif de 40 % entre le premier échantillonnage (juillet 2015) et le second (septembre 2015) (Tableau 6, Figure 11 b). C'est également le cas pour les sols sans amendement, une augmentation de 49 % est décelée lors du second échantillonnage. La concentration de Fe est significativement plus élevée dans un sol amendé d'humus forestier et ce, pour les trois types de substrats, mais particulièrement sur un substrat Norco 2015 (Tableau 6, Figure 12).

**Tableau 6 :** Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) de la fertilité des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance.

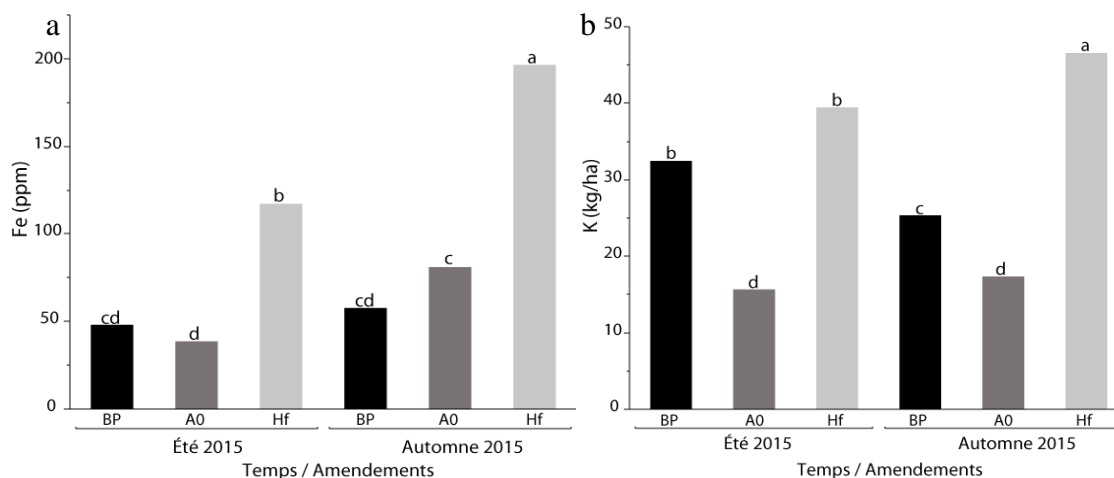
Source			P	K	Ca	Mg	Al	P/Al	Mn	Cu	Fe
	Dl	Dld	p	p	p	p	p	p	p	p	p
Temps	1	2	<b>0,0344*</b>	0,6955	0,2350	<b>0,0053*</b>	0,1694	0,3936	<b>0,0415*</b>	0,4442	<b>0,0288*</b>
Substrat	2	8	0,1649	0,2177	0,3487	0,2309	0,0797	0,2261	<b>0,0408*</b>	0,4724	<b>0,0129*</b>
Temps*Substrat	2	8	0,9827	0,1294	0,4132	0,9929	0,2477	0,4928	0,7931	0,6526	0,9122
Amendement	2	24	<b>0,0017*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>0,0008*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>0,0019*</b>	<b>0,0095*</b>	<b>&lt;,0001*</b>
Temps*Amendement	2	24	0,2742	<b>0,0473*</b>	0,5534	0,3829	0,2402	0,4768	0,5671	0,8355	<b>0,0490*</b>
Substrat*Amendement	4	24	0,8844	0,3299	0,1347	0,3883	0,0762	0,4674	0,7325	0,3438	<b>0,0073*</b>
Temps*Substrat*Amendement	4	24	0,8502	0,8974	0,3727	0,9396	0,6546	0,9095	0,9770	0,6774	0,5086

Les chiffres en gras sont significatifs ( $p < 0.05$ ) ; Dl=degré de liberté ; Dld=degré de liberté du dénominateur

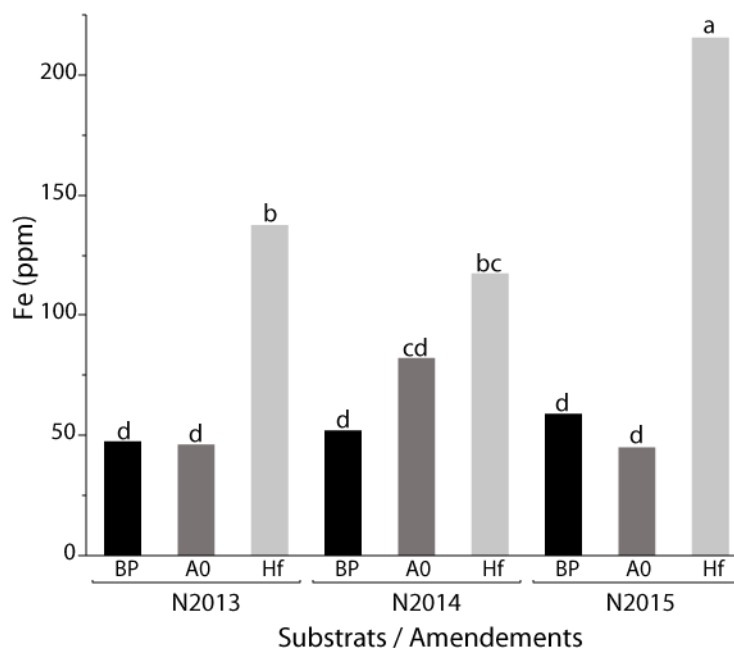


**Figure 10 :** Effet des amendements sur la concentration moyenne en éléments nutritifs (P, Ca, Mg, Al, Mn, Cu) et le ratio P/Al des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.





**Figure 11 :** Effet de l'interaction temps\*amendements sur la concentration moyenne en a) K (kg/ha) et en b) Fe (ppm) des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.



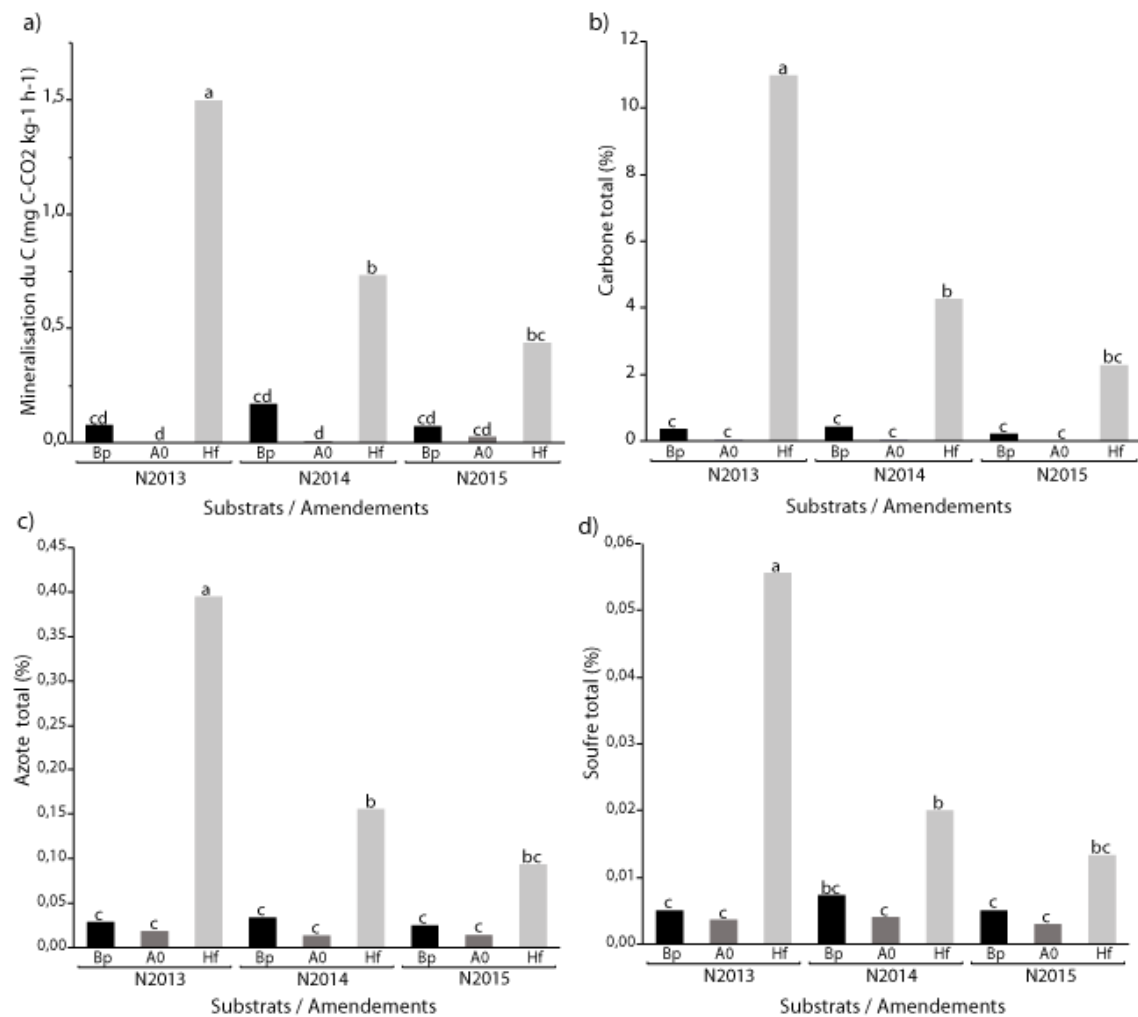
**Figure 12 :** Effet de l'interaction substrats\*amendements sur la concentration moyen en Fe des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après traitement et après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.

L'expérience d'incubation a révélé une interaction significative substrat\*amendements, alors que l'ajout d'humus forestier sur un sol déjà traité semble favoriser la minéralisation de l'N (Tableau 7). En effet, l'Hf sur un substrat N2013 minéralise jusqu'à 3 fois plus de C que les autres amendements (Tableau 7, Figure 13a). Cette même tendance est remarquée pour le C, l'N et le S total (Tableau 7, Figure 13 b, 13c, 13d). L'amendement en humus montre également un ratio C/N 2,3 fois plus élevé que les BP et 14 fois plus important que l'absence d'amendement (Tableau 7, Figure 14).

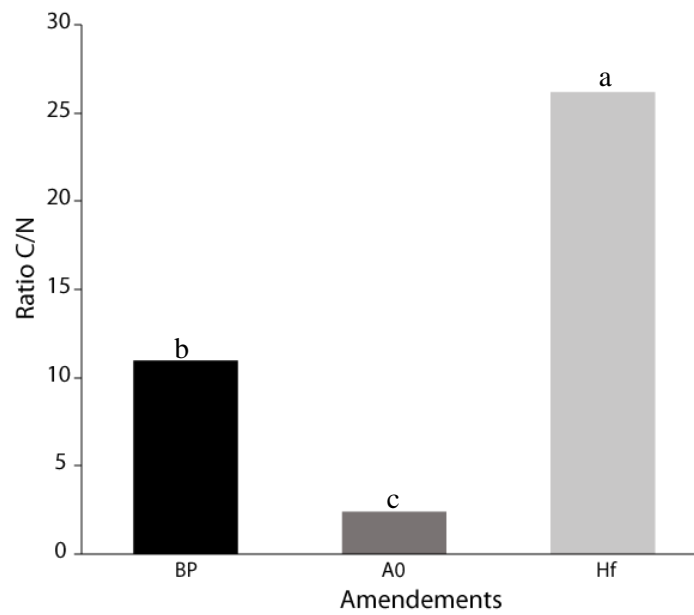
**Tableau 7 :** Résumé de l'analyse de variance (ANOVA) pour les variables de minéralisation du C issue d'une incubation des sols de 14 jours, du C total, de l'N total et du soufre total des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance.

Source	CO <sub>2</sub> (ppm)			C total (%)	N total (%)	S total (%)	Ratio C/N
	<i>Dl</i>	<i>Dld</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
Substrat	2	4	<b>0,0422*</b>	<b>0,0208*</b>	<b>0,0109*</b>	<b>0,0037*</b>	0,2343
Amendement	2	12	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>	<b>&lt;,0001*</b>
Substrat*Amendement	4	12	<b>0,0092*</b>	<b>0,0027*</b>	<b>0,0023*</b>	<b>0,0008*</b>	0,9097

*Les chiffres en gras sont significatifs (p<0.05) ; Dl=degré de liberté ; Dld=degré de liberté du dénominateur*



**Figure 13 :** Effet de l'interaction substrats\*amendements sur a) la minéralisation du C issue d'une incubation des sols de 14 jours, b) le C total, c) l'N total et d) le soufre total des sols amendés de biosolides de papetière (Bp), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur un substrat Norco 2013, Norco 2014 et Norco 2015 après une saison de croissance. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.



**Figure 14 :** Effet du facteur amendements le ratio C/N des sols amendés de biosolides de papetière (BP), d'humus forestier (Hf) et sans amendement (A0) sur tous les substrats confondus. Les lettres au-dessus des barres indiquent des différences significatives ( $P < 0.05$ ) selon le test t de Student.

## CHAPITRE 4

### *DISCUSSION*

#### **4.1    Survie**

Les résultats obtenus dans cette étude révèlent que les deux espèces ligneuses plantées, soit les aulnes crispés et les pins gris, ne révèlent pas de différence de survie entre elles après une première saison de croissance. Par contre, on note de la mortalité, peu importe la combinaison de traitements dans laquelle elles ont été plantées. Leur taux de survie est légèrement supérieur lorsqu'elles sont plantées dans le substrat Norco 2013 (95 %) et le Norco 2014 (94 %) comparativement au substrat Norco 2015 (89 %). Les sols préalablement traités semblent permettre une meilleure survie que le substrat Norco 2015 (Diacono et Montemurro 2010; Sheoran et al. 2010b). Cela serait au moins en partie attribuable à la présence de corbeaux (*Corvus corax*) observés sur le site. Tel qu'expliqué dans l'ouvrage *Birds and forestry* de Avery et Leslie, les aménagements forestiers provoquent dans certains cas une réduction de certains aliments convoités par les corbeaux. Ceux-ci se nourrissent alors d'invertébrés près du système racinaire des jeunes forêts (Avery et Leslie 2010). Puisque les parcelles du substrat Norco 2015 étaient très voyantes, car le traitement N2015 a été appliqué tout autour des parcelles où poussèrent diverses espèces d'herbacées, des oiseaux ont déraciné les plants et les ont déplacés de quelques mètres, ce qui a entraîné leur mort. La survie de l'aulne crispé et du pin gris a été également avantagée lorsqu'ils ont été plantés dans un sol amendé en humus forestier (Hf) (96 %). Ceci est en accord avec l'article de Showalter qui démontre que l'humus forestier permet une restauration de certaines propriétés initiales du sol et apporte une grande quantité d'éléments nutritifs aux plants (Showalter et al. 2010). Les deux espèces ligneuses survivent tout de même bien dans un sol

amendé en biosolides de papetière (94 %) ou dans un sol traité avec le mélange Norco 2015 (89 %).

#### **4.2 *Caractéristiques morphologiques et statut nutritif***

L'un des objectifs de ce projet était de quantifier et de comparer l'effet des amendements organiques sur la croissance et le statut nutritif des espèces ligneuses utilisées. Les mesures de croissance relative en hauteur et en diamètre ont donc été utilisées afin d'évaluer, relativement à chaque espèce, la réelle croissance de celles-ci.

Bien que des haies brise-vent aient été prévues dans le dispositif, cela ne s'est pas avéré suffisant pour empêcher l'enterrement, à une étape si hâtive du dispositif. Aucune conclusion ne peut être tirée de l'impact des substrats et des amendements sur la croissance relative en hauteur et en diamètre. Les résultats montrent tout de même que la croissance relative en hauteur du pin gris est négative en raison de l'enfouissement des plants et qu'elle est inférieure à celle de l'aulne crispé. Bien que la position des parcelles ait été déterminée aléatoirement, les parcelles de pin gris se sont avérées plus susceptibles à l'enterrement résultant du transport éolien des particules fines. Certains plants de pin gris ont également subi des perturbations opérationnelles (transport, manipulation, piétinement) qui ont entraîné le bris de la partie supérieure de leur tige. En ce qui concerne la croissance de l'aulne, cette espèce a une croissance indéterminée, contrairement au pin gris, ce qui lui a permis de croître malgré des conditions non idéales (Rudolph et Laidly 1990). La croissance relative en diamètre est également supérieure chez l'aulne crispé comparativement au pin gris. Puisque certains plants de pin gris ont été enterrés, le diamètre a été mesuré légèrement au-dessus du

point initial ce qui entraîne une sous-estimation de la réelle croissance en diamètre de cette espèce.

Enfin, la croissance en biomasse révèle que le pin gris présente la masse totale la plus importante lorsque planté dans un sol amendé de biosolides de papetière ou traité avec le mélange Norco. Par contre, dans le sol amendé d'humus forestier, c'est l'aulne crispé qui possède le plus fort accroissement en biomasse. Cela peut être expliqué par la présence de nodules fixateurs d'N dans le système racinaire (Roy et al. 2007). De plus, l'humus forestier montre des quantités supérieures d'N, de C et d'oligo-éléments disponibles, ce qui pourrait expliquer la croissance relative plus élevée de l'aulne dans cet amendement (Showalter et al. 2010).

Bien que ce soit le statut nutritif foliaire qui est généralement analysé, le feuillage des plants a été récolté trop tard à la fin de la saison estivale pour être utilisé. La sénescence des feuilles ainsi que le mécanisme de translocation des éléments nutritifs de celles-ci vers les racines étaient déjà débutés (Duchesnes et al. 2001). Les analyses ont plutôt été réalisées sur le statut nutritif du système racinaire. Bien que ces analyses peuvent surestimer la concentration de certains éléments, ces dernières ont démontré d'importantes différences significatives pour plusieurs facteurs (Abiven et al. 2005). L'ajout d'amendements de BP et d'Hf montre une concentration plus élevée pour la plupart des éléments nutritifs à l'exception du Cu que l'on retrouve davantage dans les substrats N2013 et N2014 sans ajout d'amendement. Selon la littérature, cette présence élevée de cuivre serait expliquée par le fumier de poulet qui compose en grande partie le traitement Norco (Diacono et Montemurro



2010). Cela confirme que les traitements étudiés dans ce projet seraient propices à supporter la croissance d'espèces ligneuses, du moins à court terme, corroborant les études préalablement faites en serres. Le pin gris montre des concentrations tissulaires plus importantes de K, sodium ainsi que d'Al sans interaction avec les amendements. Cela est en partie en accord avec la littérature puisque le pin gris est considéré comme un accumulateur en ce qui concerne l'Al (Barker et Pilbeam 2016). Néanmoins, cette concentration ne semble pas assez élevée pour être considérée comme toxique (Rout et Amantary 2001).

#### **4.3 Fertilité**

Le second objectif de ce projet était de déterminer l'effet des amendements organiques sur la fertilité et de la capacité de support du sol amendé. Les résultats des analyses de fertilité montrent que les amendements organiques permettent d'améliorer non seulement les paramètres édaphiques (pH, M.O., C.É.C., S.B., etc.), mais également d'augmenter la concentration de l'ensemble des éléments nutritifs des sols amendés. La légère acidification du sol observée par l'humus permet la solubilisation de différents éléments tels que l'Al, le fer et le manganèse (Brady et Weil 1996; Showalter et al. 2010). Ces éléments sont importants pour la croissance des végétaux ligneux et la synthèse de certaines protéines. Il faut cependant s'assurer que cette acidité n'entraîne pas une trop grande solubilisation de l'Al le rendant toxique pour les plantes et en inhibant la croissance racinaire. De plus, l'Al en grande concentration soluble peut entraîner l'immobilisation du P (Brady et Weil 1996). Par contre, selon les analyses, la concentration en P des amendements est très similaire, il ne

semble donc pas avoir d'effet majeur de l'Al (Tableau 6, Figure 10a). Une acidification du sol peut également provoquer une augmentation de la mobilité et de la bioassimilation de métaux lourds et de radionucléides (Taiz et al. 2015). Les analyses de laboratoire n'ont cependant pas démontré ce phénomène dans la présente étude.

Compte tenu du pH d'environ 6,2 des résidus miniers bruts, de leur faible C.É.C. et de leur S.B. de 100 %, l'ajout d'un amendement légèrement plus acide comme l'humus forestier pourrait entraîner un lessivage des cations (Brady et Weil 1996). D'un autre côté, cela pourrait permettre la solubilisation d'éléments nutritifs les rendant ainsi plus accessibles aux plantes. Il faut préciser que l'humus forestier n'a pas été incorporé au sol, il a été simplement étendu sur la surface du terril. Les espèces ont donc été plantées dans deux strates, une première d'humus forestier d'une épaisseur d'environ 10 cm et une deuxième partie de résidus bruts. Bien que chez la majorité des plants recueillis les racines étaient demeurées dans la carotte de sol d'origine, le développement de nouvelles racines et la croissance de celles déjà présentes semblent s'être dirigés vers la partie d'Hf. Le pH du sol a ainsi tendance à s'équilibrer au fil des saisons. Le pH de l'Hf s'approche davantage du pH de la forêt boréale ce qui pourrait favoriser l'établissement d'espèces locales.

La C.É.C. est la capacité d'un sol à accueillir et à échanger des cations (Gobat et al. 2004). D'après les résultats obtenus, l'ajout d'humus forestier permet une C.É.C. jusqu'à 25 fois plus importante que les sols amendés de BP et du traitement N2015. La matière organique à une C.É.C. très élevée. En ajoutant de l'humus, le nombre de sites d'échanges a augmenté et de ce fait a augmenté la C.É.C. De plus, comme le nombre de sites est augmenté de façon beaucoup plus importante que la teneur en cations, il y a eu une diminution de la saturation

en base puisqu'il n'y a pas assez de cations pour saturer tous les sites d'échanges disponibles (Brady et Weil 1996; Showalter et al. 2010). Cela peut s'expliquer de deux façons, soit l'Hf améliore notablement la C.E.C. et que ces échanges soient assez importants pour empêcher la saturation du sol, soit ce sont les ions  $H^+$ , présents dans le sol acide, qui délogent les cations, occupant ainsi l'espace (Darmody et al. 2009; Showalter et al. 2010). Une saturation en bases plus faible peut également signifier la possibilité du sol d'accueillir les éléments nutritifs provenant, entre autres, des pluies (Brady et Weil 1996). Afin d'éviter que l'acidité de l'humus forestier entraîne le délogement des cations présents dans le sol, cet amendement pourrait être incorporé au résidu minier ou encore être mélangé à une matière neutralisante telle que les cendres de bois (Hébert et Breton 2006; Darmody et al. 2009).

L'humus forestier est le seul amendement à avoir augmenté le contenu en matière organique du sol de manière significative, et ce quel que soit le substrat. Ce résultat est surprenant puisque les biosolides de papetière sont reconnus dans la littérature pour leur contenu élevé en matière organique (Francis et al. 2005; Gagnon et Ziadi 2012). Puisqu'il était opérationnellement difficile de doser (t/ha) l'humus forestier, il est fort probable que ce dernier se retrouve jusqu'à 5 fois plus concentré que les biosolides de papetière, ce qui pourrait expliquer, en partie, cette forte augmentation. La matière organique est un réservoir d'éléments nutritifs qui pourront être libérés à court et à long terme pour les plants, mais aussi pour les micro-organismes (Balesdent et al. 1988; Brady et Weil 1996). En effet, la M.O. est un substrat à la base du réseau trophique détritivore (Taiz et al. 2015). Lorsque stabilisées, les M.O. deviennent des matières colloïdales qui contribuent à la formation du complexe argilo humique (Brady et Weil 1996). Ce complexe permet la formation d'agrégats

stables dans le sol et le développement d'une structure du sol plus propice au bon enracinement, à la bonne filtration ainsi qu'à un drainage efficace de l'eau (Tisdall et Oades 1982; Albiach et al. 2001; Sparks 2011). Selon la littérature, la matière organique aurait une très forte capacité de rétention d'eau ce qui permettrait la formation d'une réserve d'eau utile, amélioration majeure pour la croissance des espèces ligneuses (Gupta et Larson 1979; Brady et Weil 1996). Pour chaque 1 % d'augmentation en matière organique, il y a une augmentation de 0.5 % à 3 % de rétention d'eau (Hudson 1994; Rawls et al. 2003; Saxton et Rawls 2006). L'ajout d'humus forestier à la surface des résidus permettrait donc une augmentation jusqu'à 5 % de la rétention d'eau dans le sol. Les résultats de la teneur en eau de ces différents traitements obtenus en laboratoires sont en accord avec la littérature puisque les substrats amendés en humus forestier ont démontré une plus grande quantité d'eau pour un même poids initial de sol (Rawls et al. 2003).

Dans le même ordre d'idée, bien que les propriétés chimiques du sol soient très importantes pour la croissance des espèces, les caractéristiques physiques le sont tout autant (Bathke et al. 1992; Dexter 2004). Le travail mécanique ou non du sol a un impact considérable sur le bon enracinement des espèces plantées. En effet, un sol travaillé ayant une densité plus faible et une porosité plus élevée permet un développement plus efficace des racines pour un accès facilité aux éléments nutritifs essentiels (Sheoran et al. 2010b). L'ajout d'Hf est le seul amendement qui permet, encore une fois, de révéler une diminution de la densité des résidus miniers ainsi qu'une légère augmentation de la porosité. Cela serait attribuable à la plus faible densité de la matière organique en comparaison aux résidus bruts (Dexter 2004; Sheoran et al. 2010b; Showalter et al. 2010). Puisque les espèces ont été

plantées tardivement et que les échantillons de sol ont été récoltés après une seule saison de croissance, leur impact n'est pas pris en compte dans l'analyse de la fertilité et des propriétés physico-chimiques. Par contre, l'inverse est à considérer. En effet, la structure du sol a un effet important sur la croissance des végétaux. Un sol peu travaillé et très compact ne sera pas suffisamment aéré et ne possèdera pas une réserve d'eau utile satisfaisante (Letey 1985; Dexter 2004). Dans le cas de l'Hf, ce dernier a été relativement beaucoup travaillé. Tout d'abord, il a été mélangé lors de son décapage, de son chargement, de son déchargement et de son application sur les parcelles. Bien qu'il ait été étendu à l'aide d'un buteur, le sol demeure aéré. Cela est important pour le développement racinaire des espèces ligneuses.

Les résultats obtenus montrent que trois éléments minéraux évoluent positivement dans le temps (à la suite de la plantation et après une première année de croissance). Le  $K^+$  et le  $Mg^{2+}$  sont des cations basiques permettant de neutraliser l'acidité, de maintenir l'activité biologique et la structure du sol (Brady et Weil 1996; Taiz et al. 2015). Ces éléments sont surtout présents en grande quantité dans l'humus forestier. Ces résultats pourraient appuyer l'hypothèse selon laquelle l'acidification causée par l'Hf contribuerait au lessivage partiel des cations. En effet, l'augmentation de ces éléments dans le temps, et surtout pour l'humus, pourrait être expliquée par un lessivage intense où les ions  $H^+$  délogeraient les ions  $K^+$  et  $Mg^{2+}$ . Le même phénomène est observé pour le Fe. L'acidification du sol provoque une altération de minéraux silicatés libérant ainsi une quantité importante d' $Al^{3+}$  et de  $Fe^{3+}$ . Les résultats obtenus appuient ces propos puisque les trois substrats présentent une plus forte concentration de Fe et d'Al lorsqu'ils sont amendés d'humus forestier. L'amendement de biosolides de papetière révèle une concentration plus élevée en P et en Mn. Le manganèse

est un oligo-élément important pour la croissance des végétaux ligneux (Foy 1992; Taiz et al. 2015). Dans un sol mal drainé, une concentration de Mn supérieure à 200 ppm peut être toxique (Brady et Weil 1996). Ce phénomène est toutefois accentué lorsque le sol présente un  $\text{pH} < 5,5$ , cela solubilise l'élément (Millaleo et al. 2010; FAO 2015). Cela ne semble pas un inconvénient pour les sols amendés en BP. En ce qui concerne l'Hf, la grande concentration en Fe permet d'éviter ce phénomène avec un ratio de 18:1 (minimum de 2 : 1) (Brady et Weil 1996).

Un aspect important en prendre en compte quant à l'amélioration des propriétés physico-chimiques et biologiques d'un sol est la microbiologie. En effet, un sol en santé est un sol qui est vivant (Torsvik et Øvreås 2002; Van Der Heijden et al. 2008). Dans la présente étude, l'indice utilisé est la minéralisation du C organique grâce à une expérience *ex situ* en environnement contrôlé. Selon les résultats obtenus, il est possible de remarquer que l'activité microbiologique semble plus importante avec l'ajout d'humus forestier. La présence accrue de matière organique ainsi que le ratio C/N plus élevé dans cet amendement explique, en partie, ce phénomène. Par contre, le ratio élevé C/N de cet amendement pourrait se traduire par une disponibilité de l'azote dans le sol pour faible (Sheoran et al. 2010a). Il semble également que la minéralisation du C soit plus importante dans un sol préalablement traité avec le traitement Norco, particulièrement celui de 2013. Le traitement Norco 2013 a sans doute permis l'établissement de micro-organismes dans le sol et l'ajout de la matière organique provenant de l'Hf favorise le développement de ces derniers par un apport de nourriture (Schnürer et al. 1985; Brady et Weil 1996).

## **CHAPITRE 5**

### ***CONCLUSION***

La présente étude visait à déterminer le potentiel de différentes combinaisons de traitements dans un contexte de végétalisation d'un parc à résidus miniers sans rejet acide. À la suite de l'analyse des résultats, les réponses hâtives obtenues indiquent que ni les conditions extérieures ni la nature du substrat ne semblent être contraignantes pour la survie des espèces ligneuses testées. Par contre, l'état de santé initial des espèces joue un rôle important dans la survie et la croissance pendant la première saison de croissance. Les résultats concernant les variables morphologiques et le statut nutritif indiquent que plusieurs différences dépendent des espèces et de leurs besoins respectifs. Cependant, il semble que l'ajout d'un amendement organique, quelle que soit sa nature, soit bénéfique pour ces espèces. À la lueur de ces résultats, il semble qu'une seule saison de croissance ne soit pas suffisante pour émettre des recommandations définitives sur une combinaison précise puisque les semis possédaient encore des éléments provenant de leur carotte et que leur plantation s'est faite tardivement. Le dispositif devra donc être interrogé à nouveau au cours des prochaines années pour donner des réponses plus optimales.

En ce qui a trait la fertilité du sol, l'amendement en humus forestier s'est démarqué par son contenu élevé en éléments nutritifs et par son amélioration des propriétés physico-chimiques et biologiques du substrat. Il semble que l'ajout d'Hf sur un sol déjà traité permet un apport organique favorisant l'activité des micro-organismes. Cet apport est également reflété par une baisse de la densité et une augmentation de la porosité, deux variables physiques importantes pour le développement racinaire. À long terme, il est possible de croire que ces améliorations des propriétés du sol entraîneront un impact bénéfique sur la croissance des espèces ligneuses.



Enfin, la première hypothèse stipulait que l'utilisation des amendements organiques aurait un effet positif sur les propriétés physico-chimiques et sur l'activité biologique des sols. Bien que ces résultats soient préliminaires, il semble y avoir une tendance qui abonde dans ce sens, ce qui confirme cette hypothèse. La seconde hypothèse, quant à elle, affirmait un effet positif des amendements sur la survie, la croissance et le statut nutritif des espèces ligneuses. Celle-ci ne s'avère confirmée qu'en ce qui concerne certains des éléments nutritifs présents dans les racines.

À la suite de cette expérience, il est recommandé d'attendre encore quelques années afin de voir le signal des arbres et du sol quant à l'ajout d'amendements organiques. Toutefois, il est dans l'intérêt des minières de récolter et de stocker l'humus forestier lors de la mise en place d'un parc à résidus. Cette étape permettra une économie de temps et d'argent lors de la végétalisation. Il est également recommandé d'utiliser des amendements de proximité afin d'éviter les émissions liées au transport de matériel.

## RÉFÉRENCES

- Abiven, S., Recous, S., Reyes, V., et Oliver, R. 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils* 42(2): 119.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., et Ingelmo, F. 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource technology* 76(2): 125-129.
- Asensio, V., Vega, F.A., Andrade, M.L., et Covelo, E.F. 2013. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. *Chemosphere* 90(2): 603-610.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., et Li, L. 2002. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil, Montréal: 10.
- Avery, M., et Leslie, R. 2010. *Birds and Forestry*. Bloomsbury Publishing. pp. 299.
- BAJPAI, P. 2015. *Generation of Waste in Pulp and Paper Mills*. Springer International Publishing Switzerland Management of pulp and paper mill waste: 10.
- Balesdent, J., Wagner, G.H., et Mariotti, A. 1988. Soil Organic Matter Turnover in Long-term Field Experiments as Revealed by Carbon-13 Natural Abundance. *Soil Science Society of America Journal* 52(1): 118-124.
- Banwart, S.A., Noellemeyer, E., et Milne, E. 2014. *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits*. CABI. pp. 420.
- Barker, A.V., et Pilbeam, D.J. 2016. *Handbook of Plant Nutrition*. CRC Press. pp. 632.
- Bathke, G.R., Cassel, D.K., Hargrove, W.L., et Porter, P.M. 1992. Modification of soil physical properties and root growth response. *Soil Science* 154(4): 316-329.
- Boucher, J.F., Tremblay, P., Gaboury, S., et Villeneuve, C. 2012. Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection* 90(6): 459-466.
- Brady, N.C., et Weil, R.R. 1996. *The nature and properties of soils*. Prentice-Hall Inc. pp. 992.
- Camberato, et al., e. 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Canadian Journal of Soil Science*.
- Campy, M., Macaire, J.-J., et Gorsbois, C. 2013. *Géologie de la surface - 3e éd.: Érosion, transfert et stockage dans les environnements continentaux*. Dunod, Bourgogne. pp. 464.
- Chaire en eco-conseil. 2013. *Survie et croissance d'espèces forestières dans des substrats constitués principalement de résidus miniers provenant du Mont Wright. Rapport final présenté à Arcelor Mittal Mines Canada (AMMC), Chicoutimi, QC, Canada(Université du Québec à Chicoutimi,): 33 p.*
- Chatterjee, A., Lal, R., Shrestha, R.K., et Ussiri, D.A.N. 2009. Soil carbon pools of reclaimed minesoils under grass and forest landuses. *Land Degradation and Development* 20(3): 300-307.
- Daniel, W.I., et Zipper, C.E. 2010. *Creation and management of productive minesoils. Virginia cooperative extension Mined Land Reclamation: 13.*

- Darmody, R., Daniels, W., Marlin, J., et Cremeens, D. 2009. Topsoil: What is it and who cares. *Dans* National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Billings, MT. Revitalizing the environment: Proven solutions and innovative approaches. ASMR, Lexington, KY. pp. 237-269.
- Désilets, L. 2003. Qu'advient-il des boues de traitement des papetières? *VECTEUR environnement*: 36(31):47-53.
- Dexter, A.R. 2004. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120(3-4): 201-214.
- Diacono, M., et Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30(2): 401-422.
- Duchesnes, L., Ouimet, R., Camiré, C., et Houle, D. 2001. Seasonal nutrient transfers by foliar resorption, leaching, and litter fall in a northern hardwood forest at Lake Clair Watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest research* 31(333-334): 12.
- Dybzinski, R., Fargione, J.E., Zak, D.R., Fornara, D., et Tilman, D. 2008. Soil fertility increases with plant species diversity in a long-term biodiversity experiment. *Oecologia* 158(1): 85-93.
- Environnement Canada. 2009. Guide pour la déclaration de résidus miniers et de stériles à l'inventaire national des rejets de polluants. disponible depuis <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=5D033853-1> [En ligne 2 avril 2015].
- Erkman, S. 2004. Vers une écologie industrielle. Charles Léopold Mayer. pp. 251.
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. FAO. 2015. Portail d'information sur les sols. Étude des sols. p. 1.
- Faubert, P., Lemay-Bélisle, C., Bertrand, N., Bouchard, S., Chantigny, M., Durocher, S., Rochette, P., Tremblay, P., Ziadi, N., et Villeneuve, C. 2015. La gestion des biosolides de papetières au Québec : quelle serait la meilleure option pour réduire les émissions de gaz à effet de serre? *Vecteur Environnement* 48(5): p. 50-58.
- Foley, B.J., et Cooperband, L.R. 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *Journal of Environmental Quality* 31(6): 2086-2095.
- Foy, C.D. 1992. Soil Chemical Factors Limiting Plant Root Growth. *Dans* Limitations to Plant Root Growth. *Edité par* J.L. Hatfield et B.A. Stewart. Springer New York, New York, NY. pp. 97-149.
- Francis, R.A., Gurnell, A.M., Petts, G.E., et Edwards, P.J. 2005. Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management* 210(1-3): 291-301.
- Gagnon, B., et Ziadi, N. 2012. Papermill biosolids and alkaline residuals affect crop yield and soil properties over nine years of continuous application. *Canadian Journal of Soil Science* 92(6): 917-930.
- Gardner, W.C., Anne Naeth, M., Broersma, K., Chanasyk, D.S., et Jobson, A.M. 2012. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science* 92(1): 89-102.
- Gardner, W.C., Broersma, K., Naeth, A., Chanasyk, D., et Jobson, A. 2010. Influence of biosolids and fertilizer amendments on physical, chemical and microbiological properties of copper mine tailings. *Canadian Journal of Soil Science* 90(4): 571-583.

- Gobat, J.M., Aragno, M., et Matthey, W. 2004. *The Living Soil: Fundamentals of Soil Science and Soil Biology*. Science Publishers. pp. 604.
- Gobat, J.M., Aragno, M., et Matthey, W. 2010. *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols*. Volume 14 de *Gérer l'environnement*. PPUR Presses polytechniques. pp. 817.
- Gupta, S.C., et Larson, W.E. 1979. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resources Research* 15(6): 1633-1635.
- Haering, K.C., Lee Daniels, W., et Feagley, S.E. 2000. Reclaiming Mined Lands with Biosolids, Manures, and Papermill Sludges. *Dans Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. *Edité par* R.I. Barnhisel et R.G. Darmody et W.L. Daniels. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. pp. 615-644.
- Hébert, F., Boucher, J.-F., Bernier, P.Y., et Lord, D. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands. *Forest Ecology and Management* 223(1-3): 226-236.
- Hébert Marc. Hébert, M. 2015. *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes: critères de référence et de normes réglementaires*. Gouvernement du Québec, Québec. p. 212.
- Hébert, M., et Breton, B. 2006. Recyclage agricole des cendres de bois au Québec - État de la situation, impacts et bonnes pratiques agro-environnementales. *Agrosolution* 19(2): 16.
- Hua, K.K., Wang, D.Z., Guo, X.S., et Guo, Z.B. 2014. Carbon Sequestration Efficiency of Organic Amendments in a Long-Term Experiment on a Vertisol in Huang-Huai-Hai Plain, China. *PLoS One* 9(9): 9.
- Hudson, B.D. 1994. Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49(2): 189-194.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. 1996. *Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. p. 109.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. 2006. *2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories*, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Studies (IGES), Japan.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. 2013. *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing*. In: *Climate Change 2013 : The physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 714.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. 2014a. *Mitigation of Climate Change*. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. 2014b. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Part A : Global and Sectoral Aspects. Cambridge University Press, Cambridge.

- ISO. ISO. 2006. Greenhouse gases—Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions of removal enhancements. ISO, Geneva, Switzerland.
- IUSS Working Group WRB. IUSS. 2007. World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. FAO, Rome. p. 128.
- Juwarkar, A.A., Mehrotra, K.L., Nair, R., Wanjari, T., Singh, S.K., et Chakrabarti, T. 2010. Carbon sequestration in reclaimed manganese mine land at Gumgaon, India. *Environmental Monitoring & Assessment* 160(1-4): 457-464.
- Lacoursière, J. 1996. Histoire populaire du Québec. Septentrion. pp. 696.
- Lalande, R., Gagnon, B., et Royer, I. 2008. Impact of natural or industrial liming materials on soil properties and microbial activity. *Canadian Journal of Soil Science* 89(2): 14.
- Larney, F.J., et Angers, D.A. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science* 92(1): 19-38.
- Letey, J. 1985. Relationship between Soil Physical Properties and Crop Production. *Dans Advances in Soil Science. Édité par B.A. Stewart*. Springer New York, New York, NY. pp. 277-294.
- Liu, L., Chen, H., Cai, P., Liang, W., et Huang, Q. 2009. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *Journal of Hazardous Materials* 163(2-3): 563-567.
- Maeder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., et Niggli, U. 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296(5573): 1694-1697.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs. MDDEFP. 2013a. Bilan annuel de conformité environnementale 2011 -Secteur pâtes et papiers. Gouvernement du Québec, Québec. p. 68.
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs. MDDEFP. 2013b. Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre (SPEDE). p. 2.
- Ministère du développement durable de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, . MDDELCC. 2016a. Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990. Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère, Québec. p. 23.
- Ministère du développement durable de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. MDDELCC. 2016b. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Matière résiduelles, Québec.
- Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs. MDDEP. 2005. Guide sur l'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (mrf) pour la restauration de la couverture végétale de lieux dégradés - critères et exigences. Gouvernement du Québec, Québec.
- Ministère du Développement Durable, Environnement et Parcs. MDDEP. 2011. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles : Plan d'action 2011-2015. Gouvernement du Québec, Québec. p. 34.
- Ministère de l'énergie et des ressources naturelles. MERN. 1997. Guide et modalités de préparation du plan et exigences générales en matière de restauration des sites miniers au Québec. p. 82.

- MERN. 2013a. Histoire de l'industrie minière. Gouvernement du Québec. disponible depuis <http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/industrie/industrie-histoire.jsp> [En ligne 27 mars 2015].
- MERN. 2013b. Industrie minière et substances exploitées. Gouvernement du Québec. disponible depuis <http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/industrie/index.jsp> [En ligne 27 mars 2015].
- Ministère des Finances du Québec. MERN. 2015. Retombées économiques et fiscales du secteur minier québécois. Ministère des finances du Québec. Gouvernement du Québec, Québec. p. 51.
- Millaleo, R., Reyes- Diaz, M., Ivanov, A.G., Mora, M.L., et Alberdi, M. 2010. Manganese as essential and toxic element for plants: Transport, accumulation and resistance mechanisms. *Journal of soil science and plant nutrition* 10: 470-481.
- National Council for Air and Stream Improvement, . NCASI. 2000. Utilizing Paper Mill By-products as Forest Soil Amendments: Forest Responses, Recommendations, and Industry Case Studies. National Council for Air and Stream Improvement. p. 31.
- Paré, D., Bernier, P., Thiffault, E., Titus, B.D.,. 2011. The potential of forest biomass as an energy supply for Canada. *The Forestry Chronicle* 87(1): 71-76.
- Paré, D., Boutin, R., Larocque, G.R., et Raulier, F. 2006. Effect of temperature on soil organic matter decomposition in three forest biomes of eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 86(Special Issue): 247-256.
- Quinn, G.P., et Keough, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. pp. 537.
- Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M., et Bloodworth, H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116(1–2): 61-76.
- RECYC-QUÉBEC et MDDELCC. RECYC-QUÉBEC. 2016. Utilisation de matières organiques résiduelles pour la restauration de lieux dégradés et autres débouchés. Table de concertation sur le recyclage des matières organiques (TCMO). p. 26.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., De Wit, C.A., Hughes, T., Van Der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., et Foley, J.A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263): 472-475.
- Rout, G., et Amantary, P.D. 2001. Aluminum toxicity in plants: a review. *Agronomie, EDP Sciences* 1(21): 3-21.
- Roy, S., Khasa, D.P., et Greer, C.W. 2007. Combining alders, frankiae, and mycorrhizae for the revegetation and remediation of contaminated ecosystems. *Canadian Journal of Botany* 85(3): 237-251.
- Rudolph, T.D., et Laidly, R.M. 1990. *Pinus banksiana* Lamb: jack pine. *Silvics of North America* Vol. 1.(654,): p. 280-293. disponible depuis [https://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics\\_manual/Volume\\_1/pinus/banksiana.htm](https://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/Volume_1/pinus/banksiana.htm) [En ligne 2016-10-10].
- Sahai, H., et Ageel, M.L. 2000. *The analysis of variance*. Birkhäuser Basei: 742.

- Saxton, K.E., et Rawls, W.J. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70(5): 1569-1578.
- Schnürer, J., Clarholm, M., et Rosswall, T. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biology and Biochemistry* 17(5): 611-618.
- Schrag, D.P. 2007. Preparing to capture carbon. *Science* 315(5813): 812-813.
- Seager, T.P., et Theis, T.L. 2002. A uniform definition and quantitative basis for industrial ecology. *J. Clean Prod.* 10(3): 225-235.
- Sheoran, V., Sheoran, A., et Poonia, P. 2010a. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *International Journal of Soil, Sediment and Water* 3(2): 13.
- Sheoran, V., Sheoran, A.S., et Poonia, P. 2010b. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: A review. *International Journal of Soil, Sediment and Water* 3(2): 1-20.
- Showalter, J.M., Burger, J.A., et Zipper, C.E. 2010. Hardwood Seedling Growth on Different Mine Spoil Types with and without Topsoil Amendment *Journal of Environmental Quality* 39(2): 483-491.
- Six, J., Elliott, E.T., et Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32(14): 2099-2103.
- Smith, C.K., Coyea, M.R., et Munson, A.D. 2000. Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stocks and dynamics under disturbed black spruce forests. *Ecological Applications* 10(3): 775-788.
- Sparks, D.L. 2011. *Advances in Agronomy*. Academic Press. pp. 360.
- Sperow, M. 2006. Carbon Sequestration Potential in Reclaimed Mine Sites in Seven East-Central States. *Journal of Environmental Quality* 35(4): 1428-1438.
- Statistique Canada. 2013. Le recyclage au Canada. disponible depuis <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-002-x/2007001/article/10174-fra.htm> [En ligne 9 avril 2015].
- Statistiques Canada. 2008. A geographical profile of livestock manure production in Canada, 2006. disponible depuis <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-002-x/2008004/article/10751-eng.htm#a3> [En ligne 2016-05-20].
- Sylvis. Sylvis. 2009. Le modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides (MEEB) : une méthode pour déterminer les émissions de gaz à effet de serre issues de la gestion des biosolides au Canada – Sommaire. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. p. 200.
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I.M., et Murphy, A. 2015. *Plant Physiology and Development*. Sinauer Associates, Incorporated. pp. 672.
- Tisdall, J.M., et Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33(2): 141-163.
- Torsvik, V., et Øvreås, L. 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology* 5(3): 240-245.
- Touchette, M. 2011. Fertilité des sols et nutrition des pins gris et épinettes noires 10 ans après boisement des terrains dénudés boréaux. *In* Département des sciences fondamentales. Université du Québec à Chicoutimi. p. 56.



- Ussiri, D.A.N., et Lal, R. 2005. Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24(3): 151-165.
- Van Der Heijden, M.G.A., Bardgett, R.D., et Van Straalen, N.M. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11(3): 296-310.
- Villeneuve, C. Dessureault, P.-I. Villeneuve, C.D., P.-I. 2011. Biosolides municipaux: Quelle est la meilleure option pour le climat? Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. p. 5.

